



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA DE
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO SERGIPE

Camila Matos

Mestrado Acadêmico

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2017

CAMILA MATOS

ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA DE
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO SERGIPE

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação da Universidade Federal
de Sergipe como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Andréa Novelli

SÃO CRISTÓVÃO

SERGIPE – BRASIL

2017

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

Matos, Camila.
M433a Análise de risco ecológico como ferramenta de avaliação da
qualidade ambiental do rio Sergipe / Camila Matos; orientadora
Andréa Novelli. – São Cristóvão, 2017.
94 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2017.

1. Avaliação de riscos ecológicos. 2. Limnologia. 3. Toxicologia
ambiental. I. Novelli, Andréa, orient. II. Título.

CDU 504.064.2

TERMO DE APROVAÇÃO

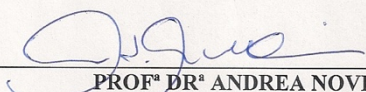
**ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA
DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO
SERGIPE**

por

CAMILA MATOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



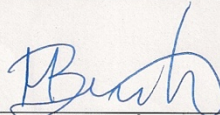
PROF. DR. ANDREA NOVELLI

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF. DR. HAROLDO LOBO DOS SANTOS NASCIMENTO

Universidade Federal de Juiz de Fora/ UFJF



PROF. DR. MARCELO FULGÊNCIO GUEDES DE BRITO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 22 de fevereiro de 2017

*Eu perdi o meu medo da chuva
Pois a chuva voltando pra terra traz coisas do ar
Aprendi o segredo da vida
Vendo as pedras que choram sozinhas no mesmo lugar*

Raul Seixas

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Andréa Novelli pela orientação, pela paciência e pelas conversas que tivemos ao longo desses dois anos.

Aos membros da banca Prof. Dr. Marcelo Fulgencio Guedes de Brito e Prof. Dr. Haroldo Lobo dos Santos Nascimento pelas importantes contribuições.

Aos meus parceiros de laboratório Aline, Ju, Mari, Fer e Carlos, pela amizade que construímos entre bioensaios, trocas e resenhas.

Aos meus colegas de mestrado Ari, Isaac, Joana, Meggie, Philippe, Ranna e Roberto pela parceria e pelas inúmeras risadas nas aulas de campo.

Aos amigos que mandaram muita energia positiva, mesmo de longe.

À Salete, Tarcizo, Tássia e Gu, por todo o apoio e carinho que recebi enquanto estive em Aracaju.

À Cizo, meu grande companheiro nessa jornada e eterno amigo.

Às minhas meninas, Aline e Clarissa, por serem as melhores irmãs que eu poderia ter.

Aos meus pais, Cida e Celso, por terem me ensinado o mais fundamental para que eu chegasse até aqui e pelo amor incondicional.

À UFS (Universidade Federal de Sergipe) e ao PPEC (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação), pela oportunidade e infraestrutura.

À Juliana, pessoa querida que esteve sempre disponível para resolver os abacaxis que apareciam pelo caminho.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior) pela bolsa de estudos concedida.

À Biologia, por ter mudado a maneira como vejo o mundo.

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS.....	12
ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO.....	13
CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA DA PESQUISA.....	14
1. Introdução	14
2. Referencial teórico	14
2.1. Ecotoxicologia Aquática	14
2.2. Análise de Risco Ecológico.....	16
2.3. Comunidade Bentônica	18
3. Bacia hidrográfica como unidade de estudo: a bacia do rio Sergipe	19
4. Justificativa	26
5. Área de estudo.....	28
5.1 Caracterização das estações de coleta	28
6. Coleta de dados para a Análise de Risco Ecológico – ARE	31
Referências	33
CAPÍTULO 1:	39
Análise de risco ecológico como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental de um sistema hídrico independente da costa leste do nordeste brasileiro.....	39
Resumo	39
1. Introdução.....	40
2. Material e Métodos.....	43
2.1 Área de estudo e campanhas de amostragem	43
2.2 Coleta das amostras	45
2.3 Estudos ecotoxicológicos	46
2.4 Análise dos dados.....	47
3. Resultados.....	48
3.1 Dados limnológicos.....	48
3.2 Metais	52
3.3 Análise de Componentes Principais.....	53

3.4 Bioensaios de toxicidade.....	55
3.5 Comunidade bentônica.....	59
3.6 Análise de Risco Ecológico.....	62
4. Discussão.....	64
4.1 Dados limnológicos e ecotoxicológicos.....	64
4.2 Comunidade bentônica.....	67
4.3 Análise de Risco Ecológico.....	71
5. Conclusão.....	73
Considerações finais.....	74
Referências.....	76
ANEXOS.....	85

RESUMO

Estudos de caracterização dos rios e suas comunidades biológicas são fundamentais para compreender o ecossistema e permitir o desenvolvimento de propostas de conservação. O semiárido brasileiro carece de estudos sobre seus ecossistemas fluviais, e muitos cursos d'água de importantes bacias hidrográficas permanecem sem estudos detalhados. Nesse contexto, o objetivo geral desse estudo foi avaliar o grau de degradação e o risco ambiental do rio Sergipe, um importante curso d'água parcialmente inserido na região semiárida do nordeste brasileiro, utilizando dados limnológicos, ecotoxicológicos e biológicos. Para isso, foram escolhidos sete pontos no eixo nascente-foz do rio Sergipe, onde foram feitas medidas in situ e coletadas amostras de água, sedimento e de organismos bentônicos. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, uma sob influência do período de seca (abril de 2013) e outra sob influência das chuvas (agosto de 2014), permitindo uma análise espacial e temporal do sistema. Os parâmetros limnológicos foram submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA) a fim de avaliar como estes dados organizam-se espacialmente. Para os estudos ecotoxicológicos, foram realizados testes de toxicidade crônica de curta duração com o peixe *Poecilia reticulata*, a fim de analisar a mortalidade e possíveis alterações na biometria dos indivíduos. Já os organismos bentônicos foram identificados e analisados através do cálculo de índices de diversidade. Por fim, foi desenvolvida uma Análise de Risco Ecológico (ARE) utilizando a abordagem da tríade, na qual dados de diferentes linhas de evidências (química, ecotoxicológica e ecológica) são integrados a fim de fornecer o risco ecológico final para o ambiente. Os resultados mostraram que o rio Sergipe encontra-se dividido em três trechos distintos de caracterização das suas águas. No período de seca, a região de cabeceira, mais vulnerável por sofrer influência do clima semiárido e do regime intermitente, apresentou um nível de risco moderado, enquanto o trecho do médio rio Sergipe apresentou risco baixo. Já o alto Sergipe apresentou níveis de risco de moderado a elevado, sendo esta região a com maior concentração urbana e industrial na bacia. No período de chuvas, os níveis de risco foram menos críticos, provavelmente em decorrência de uma maior diluição do sistema. Estes resultados indicam a necessidade de mais estudos de monitoramento na região, a fim de estabelecer estratégias de remediação nos trechos mais impactados do rio.

Palavras-chave: limnologia, ecotoxicologia aquática, diagnóstico ambiental.

ABSTRACT

Studies of characterization of rivers and their biological communities are fundamental to understand the ecosystem and to allow the development of conservation proposals. The Brazilian semi-arid region lacks studies on its river ecosystems, and many watercourses of important river basins remain without detailed studies. In this context, the general objective of this study was to evaluate the degree of degradation and the environmental risk of the Sergipe River, an important water course partially inserted in the semi-arid region of the Brazilian Northeast, using limnological, ecotoxicological and biological data. Seven points were chosen in the nascent-mouth axis of the Sergipe river, where measurements were made *in situ* and samples of water, sediment and benthic organisms were collected. Two sampling campaigns were carried out, one under the influence of the drought period (April 2013) and another under the influence of rains (August 2014), allowing a spatial and temporal analysis of the system. The limnological parameters were submitted to a Principal Component Analysis (PCA) in order to evaluate how these data are organized spatially. For the ecotoxicological studies, short-term chronic toxicity tests were carried out with *Poecilia reticulata*, in order to analyze the mortality and changes in the biometrics of the individuals. Benthic organisms were identified and analyzed through the calculation of diversity indexes. Finally, an Ecological Risk Assessment (ERA) was developed using the triad approach, in which data from different lines of evidence (chemical, ecotoxicological and ecological) are integrated to provide the final ecological risk to the environment. The results showed that the Sergipe river is divided in three distinct sections of characterization. In the dry season, the headland region, which is more vulnerable due to the influence of the semi-arid climate and the intermittent regime, presented a moderate level of risk, while the middle Rio Sergipe stretch presented a low risk. The upper Sergipe presented moderate to high risk levels, being this region the one with the highest urban and industrial concentration in the basin. In the rainy season, risk levels were less critical, probably due to a greater dilution of the system. These results indicate the need for more monitoring studies in the region in order to establish remediation strategies in the most impacted stretches of the river.

Key words: limnology, aquatic ecotoxicology, environmental diagnosis.

LISTA DE FIGURAS

Contextualização e justificativa da pesquisa

Figura 1. Integração das linhas de evidência na Análise de Risco Ecológico (modificado de Jensen e Mesman, 2006).....	17
Figura 2. Bacias hidrográficas de Sergipe. (Fonte: SEMARH/SRH)	20
Figura 3. Divisões climáticas na bacia hidrográfica do rio Sergipe. A linha em azul representa o rio Sergipe, formador principal da bacia. (Fonte: Atlas Digital sobre Recursos Hídricos SEMARH/SRH)	21
Figura 4. Distribuição dos valores de precipitação anual média na bacia hidrográfica do rio Sergipe. A linha em azul representa o rio Sergipe, formador principal da bacia. (Fonte: Atlas Digital sobre Recursos Hídricos SEMARH/SRH)	23
Figura 5. Rio Sergipe e os sete pontos de coleta selecionados para o estudo.	29

Capítulo 1: Análise de risco ecológico como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental de um sistema hídrico independente da costa leste do nordeste brasileiro

Figura 1. Rio Sergipe e os sete pontos de coleta selecionados para o estudo.	29
Figura 2. Estações de coleta no rio Sergipe (SE), Brasil. (Fonte: adaptado do Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe SEMARH/SRH 2016)	44
Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) para variáveis físicoquímicas em função dos pontos de coleta do rio Sergipe, no período de seca.	54
Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) para variáveis físicoquímicas em função dos pontos de coleta do rio Sergipe, no período de chuvas.	55
Figura 5. Valores de risco associados às linhas de evidência química (LoE Quim.), ecotoxicológica (LoE Tox.) e ecológica (LoE Ecol.), além do risco integrado final para sete pontos de amostragem do rio Sergipe, no período de seca.....	63
Figura 6. Valores de risco associados às linhas de evidência química (LoE Quim.), ecotoxicológica (LoE Tox.) e ecológica (LoE Ecol.), além do risco integrado final para sete pontos de amostragem do rio Sergipe, no período chuvoso.	64

LISTA DE TABELAS

Contextualização e justificativa da pesquisa

Tabela 1. Características hidroclimáticas e problemas predominantes nas porções territoriais da bacia do Rio Sergipe. (Fonte: SERGIPE, 2010).....	22
Tabela 2. Caracterização dos setes pontos de coleta do rio Sergipe.....	30

Capítulo 1: Análise de Risco Ecológico como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental do rio Sergipe

Tabela 1. Dados físicoquímicos da água do rio Sergipe, nos dois períodos amostrados. . Erro! Indicador não definido.	
Tabela 2. Resultados da espectrofotometria para detecção de metais nas amostras de água do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.	53
Tabela 3. Resultados de sobrevivência no teste de toxicidade crônica de curta duração com juvenis de <i>Poecilia reticulata</i> expostos às amostras de água do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.	56
Tabela 4. Resultados de sobrevivência no teste de toxicidade crônica de curta duração com juvenis de <i>Poecilia reticulata</i> expostos ao sedimento do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.....	57
Tabela 5. Relação peso/comprimento de juvenis de <i>Poecilia reticulata</i> expostos às amostras de água do rio Sergipe nos dois períodos de coleta.	58
Tabela 6. Relação peso/comprimento de juvenis de <i>Poecilia reticulata</i> expostos às amostras de sedimento do rio Sergipe nos dois períodos de coleta.	58
Tabela 7. Densidade numérica (ind/m ²) dos principais grupos de organismos da comunidade bentônica registrados nos 7 pontos de coleta do rio Sergipe, durante os períodos de amostragem.....	60
Tabela 8. Valores de riqueza (R), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (bits/ind) e dominância (D) registrados nos sete pontos de coleta do rio Sergipe, nos dois períodos de amostragem.....	61
Tabela 9. Valores de riqueza (R), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (bits/ind) e densidade numérica (ind/m ²) para os diferentes trechos do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.....	62

ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO

Esta dissertação está apresentada seguindo os itens Resumo (Abstract), Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Conclusão e Referências. Inicialmente foi realizado um levantamento bibliográfico acerca de assuntos que contextualizam o trabalho, tais como ecotoxicologia, análise de risco ecológico, comunidades bentônicas e uma revisão acerca das características hidroclimáticas da bacia hidrográfica do rio Sergipe, a fim de facilitar a compreensão do trabalho. Também foi feita a justificativa da pesquisa, mostrando a importância deste estudo e sua contribuição científica. Por fim, foram inseridos anexos para complementar as informações contidas ao longo do texto.

CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

1. Introdução

Os estudos limnológicos, ecotoxicológicos e ecológicos são imprescindíveis na caracterização de corpos hídricos e em programas de monitoramento ambiental, uma vez que permitem compreender os efeitos de alterações antrópicas e subsidiar medidas de conservação. No entanto, a região nordeste, em geral, ainda não tem um conhecimento adequado de suas comunidades bióticas, e o volume de trabalhos realizados é pequeno se for considerada a importância destes ambientes e a velocidade com que têm sido alterados por ações antrópicas.

Na bacia hidrográfica do rio Sergipe, quando comparada com outras regiões do país, há carência de estudos com as comunidades fluviais, apesar da grande importância para o estado sergipano (Silva 2015). Por este motivo, é imprescindível realizar trabalhos na região que dêem suporte a programas de monitoramento em longo prazo. Ainda, é essencial que estes estudos levem em consideração a biota do ambiente através de análises dos diferentes compartimentos do sistema aquático (água, sedimento e comunidades), gerando informações mais complexas para que se possa pensar em um futuro manejo e planos de proteção ambiental.

2. Referencial teórico

2.1. *Ecotoxicologia Aquática*

A contínua necessidade de ampliar as produções industrial e agropecuária para atender às grandes demandas tem refletido no aumento da geração de resíduos e tornado a concentração de poluentes no ambiente aquático cada vez maior (Zagatto 2008). Estes compostos são provenientes de diferentes fontes de emissão, tais como o lançamento direto e indireto de efluentes industriais, a descarga de esgotos domésticos não tratados ou sem o tratamento adequado, o descarte indevido de resíduos sólidos e os processos de drenagem agrícola, que são agravados pelo uso quase sempre exacerbado de agrotóxicos e fertilizantes.

Como consequência, os ecossistemas aquáticos acabam constituindo os principais destinos dos contaminantes, sejam eles lançados direta ou indiretamente nos corpos d'água, depositados nos solos ou emitidos no ar (Costa et al. 2008). Por este motivo, fez-se necessária a criação de uma área especializada na análise desse tipo de ambiente, surgindo assim a ecotoxicologia aquática, que tem por objetivo o estudo dos efeitos diretos e indiretos dos agentes tóxicos nos ecossistemas aquáticos.

Agentes tóxicos são definidos como entidades químicas capazes de causar danos a um sistema biológico, alterando gravemente uma função biológica ou até mesmo matando-o, sob condições específicas de exposição (Oga et al. 2008). A ecotoxicologia aquática é um método biológico de medição capaz de detectar estes danos em organismos-teste (sentinelas) como resposta a um determinado elemento estressor e de substâncias químicas, isoladas ou em forma de misturas, através de bioensaios de toxicidade aguda e crônica (Aragão e Araújo 2008).

A ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após contaminação e também prever impactos futuros, como na comercialização de produtos químicos e no lançamento de efluentes em um determinado local (Zagatto 2008). No primeiro caso, podem ser feitos testes de toxicidade com amostras ambientais dos diferentes compartimentos, água e sedimento, a fim de analisar possíveis impactos para a comunidade aquática e também auxiliar no monitoramento da qualidade da água. Já na prevenção de impactos, os bioensaios podem ser realizados com amostras de efluentes ou qualquer composto orgânico ou inorgânico, com objetivo de inferir os riscos para o ambiente (Aragão & Araújo 2008).

Os ensaios de toxicidade aguda avaliam a capacidade de determinadas amostras causarem danos irreversíveis (morte ou imobilidade) aos organismos-teste após um curto período de exposição, normalmente inferior a 96 horas. Já os ensaios de toxicidade crônica expõem os indivíduos às amostras por um intervalo de tempo mais significativo em relação ao seu ciclo de vida, geralmente superior a 72 horas, com o objetivo de estabelecer concentrações seguras observando efeitos na reprodução, desenvolvimento e comportamento, além de alterações fisiológicas (comprometimento de órgãos, tais como brânquias, fígado, etc) (Bourrachot et al. 2008; Sakka et al. 2016; Miralles-Cuevas et al. 2017) .

Os estudos ecotoxicológicos são importantes ferramentas no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Isso porque a identificação e a quantificação dos contaminantes presentes na água através de análises físico-químicas, apesar de constituírem dados

importantes sobre a qualidade da água, não tornam possível a avaliação dos reais efeitos na biota. A atividade biológica de uma substância depende de suas interações com outros elementos bióticos e abióticos, podendo ter reações diferenciadas quando em mistura, resultando em efeitos sinérgicos ou antagônicos, não previstos ou quantificados pelos métodos físico-químicos (Costa et al. 2008). Além disso, em virtude da grande diversidade de compostos químicos que podem potencialmente chegar às águas, as análises físico-químicas são muito limitadas e desfavoráveis do ponto de vista econômico (Cesar et al. 1997).

2.2. Análise de Risco Ecológico

A Análise de Risco Ecológico (ARE) é definida como um processo que avalia a probabilidade de ocorrer efeitos ecológicos adversos em um ecossistema como consequência da exposição a um ou mais elementos estressores (USEPA 1992), podendo ser retroativa, preditiva ou comparativa. A retroativa estima o risco de uma situação já existente, ou seja, pretende descrever mudanças em regiões específicas, como uma área já contaminada, e por isso pode ser chamada de avaliação de impacto. A preditiva também pretende estimar um risco, porém para uma situação futura, como em propostas de licenciamento ou autorizações de substâncias perigosas. Já uma ARE comparativa pode ser realizada caso os riscos de duas ou mais ações alternativas estejam contrastando durante a tomada de uma decisão ambiental (Jensen & Mesman 2006; Newman 2008).

Uma avaliação de risco ecológico de um local contaminado (retroativa) geralmente usa análises químicas de solo, sedimento ou água. Entretanto, estes métodos não levam em conta a biodisponibilidade dos contaminantes nem a toxicidade de misturas (Wagelmans 2010). Para superar estas limitações, é utilizada a tríade, uma abordagem que combina dados químicos, testes de toxicidade e dados ecológicos de um ambiente para determinar os efeitos diretos da poluição sobre o ecossistema (Chapman 1986) (Figura 1). A metodologia permite integrar estes dados e avaliá-los de maneira quantitativa através de um modelo matemático, que apresenta os riscos associados a cada linha de evidência e também o risco integrado final.



Figura 1. Integração das linhas de evidência na Análise de Risco Ecológico (modificado de Jensen e Mesman, 2006)

A ARE é considerada uma ferramenta robusta por ser capaz de trazer resultados bastantes conclusivos acerca da qualidade ambiental de um ambiente, e por isso é utilizada há muitos anos como instrumento de gestão em diferentes países (Chen et al. 2013). Nos EUA, a Environmental Protection Agency (EPA) publicou, em 1992, o documento *Framework for Ecological Risk Assessment*, que teve como objetivo apresentar um programa em longo prazo para desenvolver diretrizes de avaliação de risco para efeitos ecológicos (USEPA, 1992). Deste então, outros países padronizaram suas metodologias (Ferguson et al. 1998; Vik et al. 1999) e a ARE vem sendo utilizada para dar suporte a diversas ações regulatórias, como o estabelecimento de padrões de qualidade da água e remediação de áreas onde há grande disposição de resíduos perigosos (Rodrigues et al. 2011; Chen et al. 2013).

Entre os estudos que aplicaram essa abordagem no Brasil estão os trabalhos de Niemeyer et al. (2010, 2015), nos quais foi avaliado o risco ecológico do solo em uma área contaminada por metal, em Santo Amaro (BA), e o de Moreira (2013), que fez uma ARE de sedimentos na região portuária de Mucuri (CE). Já para os ecossistemas aquáticos é possível citar a pesquisa de Sanchez (2012), que realizou uma ARE na bacia hidrográfica do Lobo (SP), e também o trabalho de Tallini et al. (2012), no qual foi desenvolvido um protocolo de avaliação de risco ecológico através da tríade, utilizando dados de um programa de monitoramento do rio Jacuí, em São Jerônimo (RS).

A Resolução nº 420 do CONAMA (2009) cita a utilização da Análise de Risco Ecológico como ferramenta de gerenciamento no Brasil e “dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece

diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. Segundo a Resolução, “nas situações em que a existência de determinada Área contaminada sob Investigação (AI) ou Área Contaminada sob Intervenção (ACI) possa implicar em impactos significativos aos recursos ambientais, o gerenciamento do risco poderá se basear nos resultados de uma avaliação de risco ecológico, a critério do órgão ambiental competentes. Entretanto, ainda não existe uma padronização da metodologia a ser utilizada no Brasil e, por este motivo, a ARE ainda não é utilizada como ferramenta para cumprimento das leis ambientais ou como norteadora das tomadas de decisões de proteção ambiental, e o número de trabalhos desenvolvidos até o momento é limitado.

2.3. Comunidade Bentônica

Organismos bentônicos são aqueles que habitam ou passam ao menos parte do ciclo de vida no fundo de ecossistemas aquáticos, vivendo enterrados ou associados aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos como inorgânicos (Hynes 2001). Estes organismos habitam tanto ambientes lênticos (reservatórios, lagos e lagoas) como ambientes lóticos (rios, riachos e igarapés) e formam um grupo bastante diversificado, constituído principalmente por macroinvertebrados bentônicos, dos quais destacam-se os filos Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda e Rotifera (Tundisi e Matsumara-Tundisi 2008).

As comunidades bentônicas são importantes componentes do sedimento de rios e fundamentais no fluxo de energia, na dinâmica de nutrientes e na transformação da matéria orgânica (Esteves 1998). Em ambientes lóticos, elas podem apresentar diferenças na densidade, diversidade e função ecológica das áreas de nascentes ou cabeceiras até as regiões de foz, o que caracteriza a heterogeneidade de habitat como um importante fator na estruturação de comunidades bentônicas nestes ecossistemas (Vannote et al. 1980; Esteves 1998). Isto por que fatores naturais podem influenciar a composição, distribuição e abundância da comunidade bentônica, como o tipo de sedimento e de substrato, a velocidade da correnteza, o tipo de vegetação e a temperatura (Ciofi et al. 2013).

Estes grupos têm sido muito utilizados no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos continentais, visto que são sensíveis às mudanças nas condições ambientais, respondendo às alterações na qualidade da água (Kenney et al. 2009; Mehari et al. 2014;

Munyika et al. 2014; Balderas et al. 2016; Damanik-Ambarita et al. 2016). Em diferentes níveis de contaminação aquática, os grupos mais resistentes podem passar a ser dominantes e os mais sensíveis, raros ou ausentes (Abílio et al. 2007). Além disso, estes organismos são de fácil amostragem e identificação, têm ciclos de vida relativamente longos, apresentam pouca mobilidade, têm grande abundância e diversidade de espécies e ocorrem em quase todos os habitats de água doce, sob diferentes condições ambientais (Esteves 1998).

3. Bacia hidrográfica como unidade de estudo: a bacia do rio Sergipe

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação que faz o escoamento convergir para um único ponto de saída. Esta área é formada pelo agrupamento de terras drenadas por um rio principal e seus afluentes, incluindo riachos e córregos (Tucci 1997). Os rios, por sua vez, são sistemas que apresentam uma série de gradientes físicos que formam um contínuo ao longo de seus cursos, aos quais a comunidade biótica está associada (Vannote et al. 1980). A conectividade entre os rios de uma bacia hidrográfica faz com que haja transferência de matéria, energia e organismos entre estes sistemas, característica que evidencia o quanto a condição ecológica de um rio pode refletir a saúde ambiental de toda a bacia (Ward 1989; Moulton & Souza 2006).

As bacias hidrográficas têm sido utilizadas como modelos para conceituar e compreender os ecossistemas, visto que envolvem aspectos de geologia, vegetação, clima, uso e ocupação do solo (Siqueira e Henry-Silva 2011). Além disso, elas são unidades ideais para integrar esforços de pesquisa e gerenciamento, pois a questão central da gestão dos recursos hídricos é a integração dos vários aspectos que interferem nos usos da água, e a bacia hidrográfica permite essa abordagem, pois também envolvem componentes econômicos e sociais (Porto e Porto 2008). Sendo assim, a bacia hidrográfica se apresenta como unidade de planejamento não apenas por ser uma área física bem delimitada, mas por facilitar a proposição de medidas que possam contribuir para a manutenção da qualidade das águas e também da vida aquática (Silva 2015).

No estado de Sergipe existem oito bacias hidrográficas: do rio São Francisco, rio Vaza Barris, rio Real, rio Japarutuba, rio Sergipe, rio Piauí, Grupo de bacias Costeiras 1 (GC1) e Grupo de bacias Costeiras 2 (GC2) (Figura 2). A bacia do rio Sergipe possui uma área

correspondente a 3673 km² e drena 16,7% do estado, com limites ao norte com as bacias do São Francisco e Japarutuba e, ao sul, com a bacia do Vaza Barris (SRH 2002).

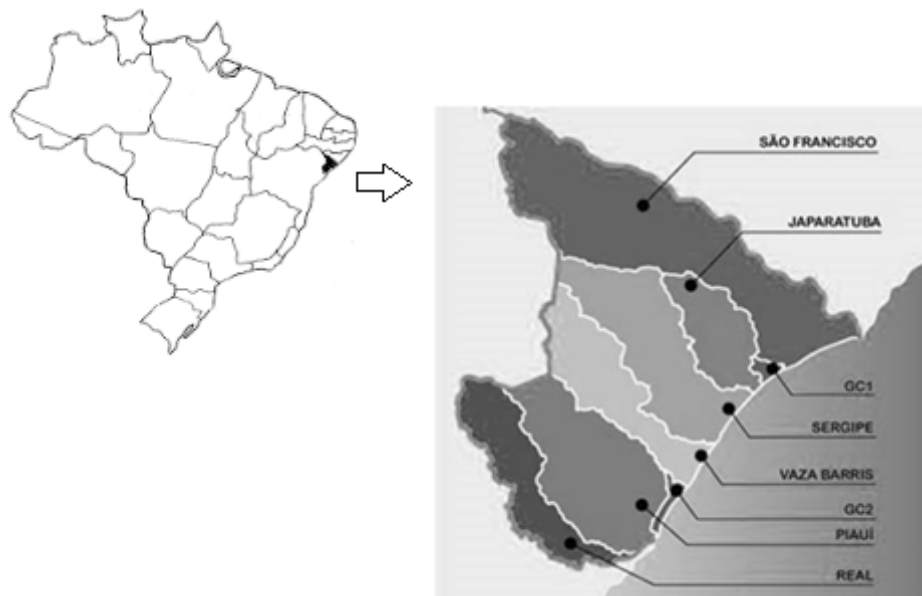


Figura 2. Bacias hidrográficas de Sergipe. (Fonte: SEMARH/SRH)

A região da bacia hidrográfica do rio Sergipe apresenta uma grande variabilidade espacial e interanual que causa secas severas e enchentes em anos diferentes. O clima é dividido em três regiões distintas de acordo com a temperatura e suas chuvas: região semiárida do interior (semiárido); tropical sub-úmida, ou região intermediária mais seca (agreste); e região tropical úmida, ou litoral úmido (leste). No agreste, a precipitação tem valores em torno de 1000 mm/ano. As temperaturas têm uma média anual de 25°C, com média mínima em torno de 20°C e máxima média de 29°C. A evaporação é de quase 2.000 mm/ano e a umidade média é de aproximadamente 70%. Já a região de litoral úmido é caracterizada por uma alta precipitação, com média de 1355 mm/ano, e alta umidade relativa, com média anual de 80%. O regime de precipitações é dividido em uma estação de inverno chuvosa, entre abril e julho, e uma estação de verão seca, que vai de outubro a janeiro. A evaporação é um pouco menor do que as observadas nas regiões no interior do estado, com valores acima de 1000 mm/ano. A média de temperatura fica em torno de 25°C, com mínima média anual em torno de 20°C e máxima acima de 29°C, como no agreste (SEMARH 2016).

Na bacia hidrográfica do rio Sergipe, especificamente, é possível observar as três regiões (Figura 3). Estas diferenças climáticas definem o tipo de vegetação de cada região, sendo que no semiárido predomina a Caatinga, no agreste há uma transição entre Caatinga e mata, e o trecho de litoral úmido possui ecossistemas associados à Mata Atlântica, como as restingas, dunas, manguezais, apicuns e praias (SERGIPE 2015).

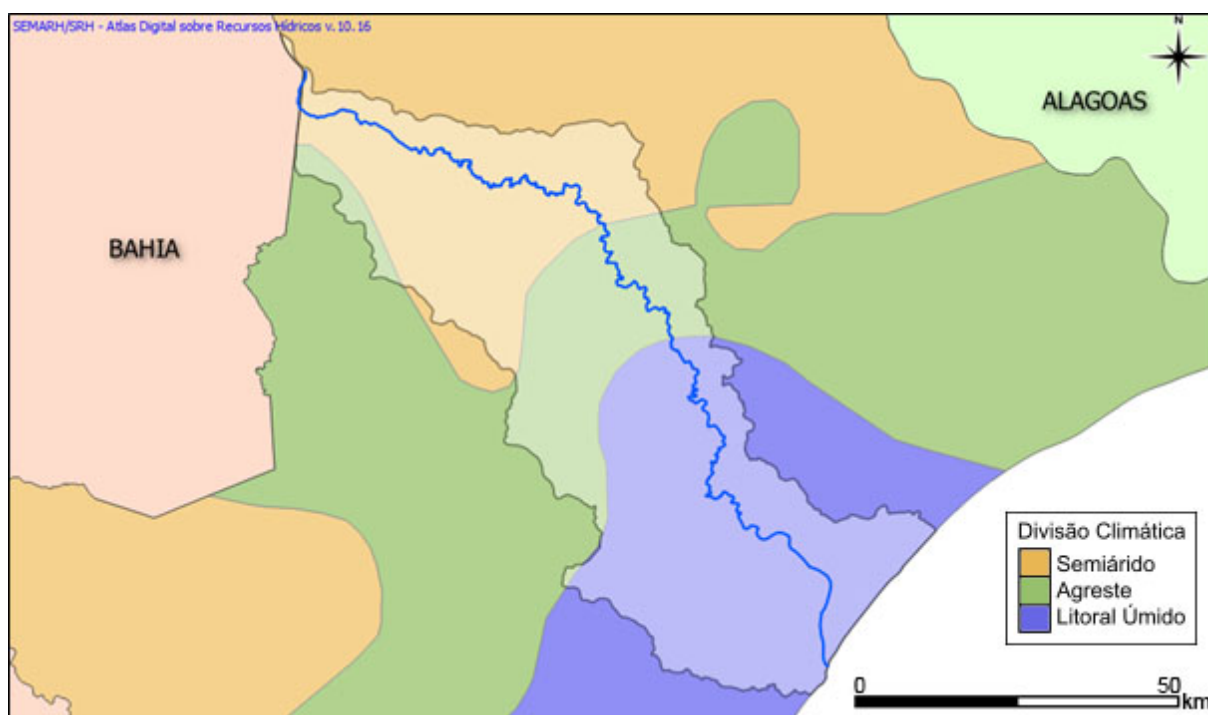


Figura 3. Divisões climáticas nem Sergipe, com a bacia hidrográfica do rio Sergipe em destaque. A linha em azul representa o rio Sergipe, formador principal da bacia. (Fonte: Atlas Digital sobre Recursos Hídricos SEMARH/SRH)

Essas três regiões apresentam-se de forma bem definida dentro dos cenários que as consolidam nos aspectos físicos, sociais e ambientais (Tabela 1). A região do semiárido convive com baixos índices pluviométricos e pouca perenidade na rede de drenagem superficial. O agreste sergipano é uma região de características comuns às atividades agrícolas e comerciais e conta com vários cursos d'água perenes, mas que convivem com muito conflito pelos seus usos, principalmente na agricultura. Já a região do litoral é com a maior população relativa, principalmente pela presença da capital Aracaju, que tem a maior demanda por água no estado (Silva 2015).

Tabela 1. Características hidroclimáticas e problemas predominantes nas porções territoriais da bacia do Rio Sergipe. (Fonte: SERGIPE, 2010)

Território	Características Predominantes	Principais Problemas
Alto rio Sergipe Semiárido	Baixa pluviometria, rios temporários com águas de baixa qualidade, predomínio de atividades agropecuárias	Escassez de recursos hídricos, níveis mais elevados de população rural e de baixa renda, cidades com baixos índices de atendimentos aos serviços de saneamento, incluindo a disposição final de resíduos sólidos.
Médio rio Sergipe Agreste	Níveis médios de pluviometria, rios com tendência à perenização, predomínio de cultivos irrigados e da produção de hortigranjeiros.	Problemas na operação e manutenção de açudes e adutoras, níveis baixos de eficiência na utilização dos recursos hídricos, cidades de porte médio com insuficiências no atendimento de serviços de saneamento, incluindo a disposição inadequada de resíduos sólidos.
Baixo rio Sergipe Zona Costeira	Clima sub-úmido, níveis mais elevados de pluviometria, rios perenes de médio porte, estuários com manguezais e áreas ambientalmente sensíveis, alta concentração urbana, industrial e de comércio e serviços.	Alta densidade populacional, demandas crescentes para uso doméstico e industrial da água, ocupações irregulares de mangues e áreas ambientalmente sensíveis, carências de serviços de saneamento em áreas de favelas e outras ocupações desconformes por famílias de baixa renda, baixos níveis de eficiência em sistemas de abastecimento e disposição inadequada de resíduos sólidos.

A precipitação média na bacia do rio Sergipe é decrescente do litoral leste para o sertão semiárido (Figura 4). É na porção norte que são registradas as menores precipitações, área que corresponde ao alto rio Sergipe, onde são verificadas precipitações médias anuais entre 600 e 900 mm/ano, enquanto a porção média da bacia apresenta 900 a 1200 mm/ano. Já na área mais próxima à região costeira, onde encontra-se o estuário do rio Sergipe, ocorrem as maiores precipitações, com registros de 1200 a 2000 mm/ano. O regime hidroclimático é caracterizado por duas estações nítidas, com um período sob influência da seca e um período de chuvas, as quais ocorrem, em geral, de março a agosto, com máxima precipitação em maio (SEMARH 2010).

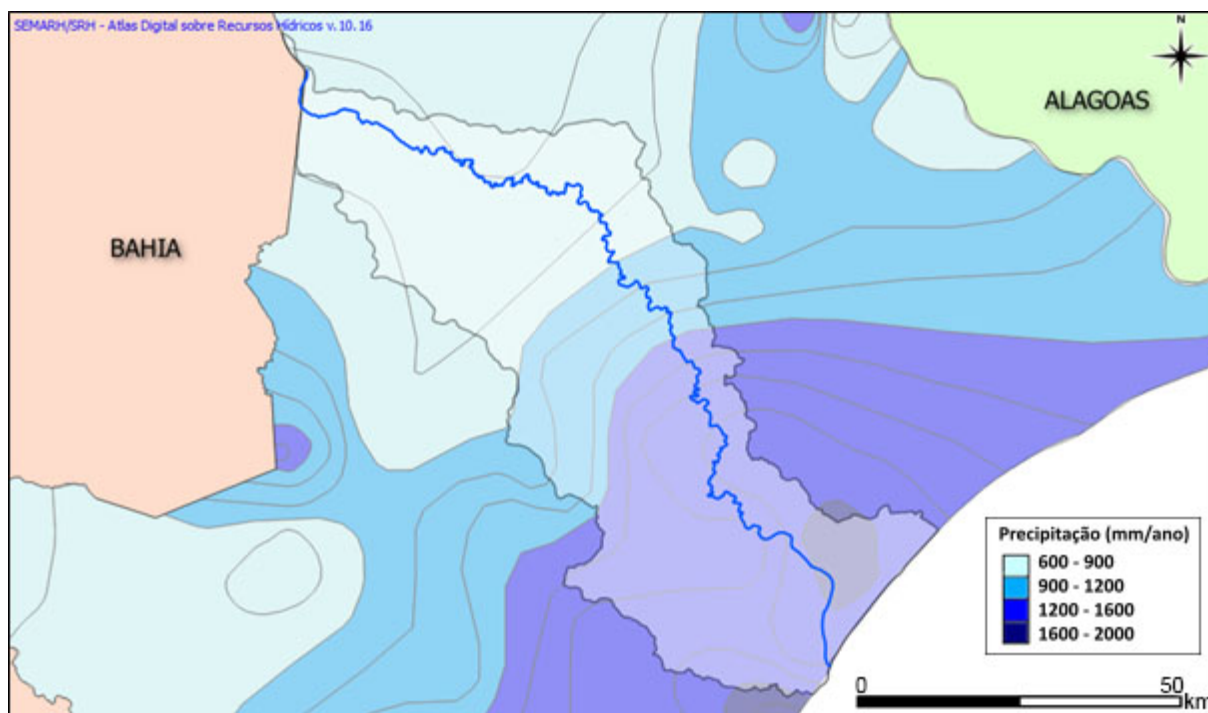


Figura 4. Distribuição dos valores de precipitação anual média no estado de Sergipe, com a bacia hidrográfica do rio Sergipe em destaque. A linha em azul representa o rio Sergipe, formador principal da bacia. (Fonte: Atlas Digital sobre Recursos Hídricos SEMARH/SRH)

O regime hídrico de uma bacia é fator determinante para sustentação da recarga e da intensidade da vazão, sendo o clima o principal condicionante para o equilíbrio da oferta hídrica (Silva 2015). Por esse motivo, as características climáticas fazem da região semiárida a área mais vulnerável da bacia do rio Sergipe, tanto do ponto de vista ambiental quanto da gestão dos recursos hídricos. A disponibilidade e os usos da água na região semiárida têm sido tema de diversos debates e pesquisas com a finalidade de desenvolver políticas públicas e tecnologias específicas de utilização e conservação dos recursos hídricos, conforme suas características climáticas e socioeconômicas (Cirilo et al. 2007; Gheyi et al. 2012). Isso porque os diversos usos da água dependem de um estudo detalhado das necessidades e demandas de cada comunidade inserida na bacia hidrográfica. Tais necessidades, como os usos domésticos e a agricultura, tornam-se conflitantes quando a região vive sob regime de escassez por apresentar déficit hídrico e com alternativas limitadas (Silva 2015).

O semiárido brasileiro concentra cerca de 18% das bacias hidrográficas do país, tendo como principal aspecto o caráter intermitente dos rios (Steffan 1977; Maltchik 1999). Isso pode ser explicado tanto pela variabilidade temporal das precipitações, como também pelos aspectos geológicos, visto que a região semiárida tem domínio de rochas de substrato cristalino pré-cambriano, que são praticamente impermeáveis e subflorantes (Bezerra 2002).

Essa predominância de solos rasos pouco permeáveis ocasionam baixas trocas de água entre o rio e o solo adjacente, dificultando o armazenamento de água (Maltchik 1999, Cirilo 2008). Essa região, particularmente no período de estiagem, sofre cenários de escassez de água que, somada à elevada evapotranspiração, acentua ainda mais o déficit hídrico (Cirilo et al. 2010).

O balanço hídrico é o resultado de todos os ganhos e perdas de água de uma bacia, sendo que são consideradas as entradas (fluxos positivos) e as saídas de água (fluxos negativos). As entradas são decorrentes principalmente da precipitação pluvial, já as saídas ocorrem pela ação da evaporação, da infiltração profunda e vazão da rede de drenagem (Bernardi et al. 2012). O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe (PERH-SE) mostrou que quase todas as Unidades de planejamento (UPs) da bacia do rio Sergipe apresentam superávit no balanço hídrico, com exceção da UP do rio Jacarecica, que tem saldo ligeiramente deficitário em decorrência das grandes demandas de uma área irrigável na região (Vidon et al. 2010). No entanto, essa condição de superávit na maior parte da bacia hidrográfica só é possível porque ela conta com reservatórios e com a transposição de águas do rio São Francisco, capazes de abastecer as populações e indústrias locais. Sem isso, o déficit hídrico na bacia seria de aproximadamente 80%, o que mostra a grande dependência da bacia do rio Sergipe em relação à disponibilidade de água (Rocha 2006).

O uso da água na bacia do rio Sergipe está relacionado com o abastecimento público e industrial, com o afastamento de efluentes domésticos, industriais e agro-industriais, com a pesca, com a irrigação e com atividades de turismo e lazer náutico (Rocha 2006). Esses múltiplos usos ocorrem porque, por margear os sítios de importantes centros urbanos do estado, como Aracaju, Itabaiana, Nossa Senhora do Socorro e Nossa Senhora da Glória, a bacia tornou-se um corredor atrativo para a implantação de empreendimentos nos setores industrial, agropecuário e de serviços (Silva 2015).

Os usos múltiplos da água e do solo, quando explorados sob uma má gestão, exercem uma grande pressão sobre os ecossistemas, principalmente aqueles mais frágeis, podendo levar a um processo de degradação generalizada e de desertificação (Conti 2005), um problema que atinge regiões secas de todo o mundo (Reynolds et al. 2007). A Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação (UNCCD) define desertificação como o processo de degradação das terras em regiões áridas, semiáridas e sub-úmidas secas, em decorrência das ações antrópicas e das mudanças climáticas (MMA, 2005). Essa degradação é entendida como a perda ou redução da produtividade econômica ou biológica dos

ecossistemas secos causada pela erosão do solo, deterioração dos recursos hídricos e perda da vegetação natural (Cirilo et al. 2010).

Essa relação predatória do homem com o ambiente produziu áreas quase desérticas no nordeste brasileiro, desde o Ceará até a Bahia, com produtividade biológica reduzida a níveis mínimos (Conti 2005). Além disso, as mudanças climáticas globais intensificam os riscos de desertificação nestas áreas mais vulneráveis a alterações, e por isso trabalhos em diferentes estados do nordeste brasileiro têm discutido esse problema, como na Paraíba (Sousa et al. 2008, Alves et al. 2009, Fernandes e Medeiros 2009, Travassos e Souza 2011), Ceará (Trigueiro et al. 2009), Piauí (Fernandes et al. 2014) e Sergipe (Oliveira et al. 2016).

O alto sertão de Sergipe tem grande susceptibilidade à desertificação e, como consequência, apresenta um cenário de vulnerabilidade socioambiental, mediante a interação de processos naturais e antrópicos que ocorrem na região (Oliveira et al. 2016). A desertificação acentua a fragilidade das condições geoecológicas e socioeconômicas, impossibilitando o desenvolvimento sustentável e tornando necessária a criação de medidas capazes de prevenir estes danos ao ambiente (Trigueiro et al. 2009). A caatinga é apontada como um dos ecossistemas onde deverão ser implementadas ações mais urgentes, pois é muito vulnerável às mudanças climáticas e grande parte da sua área já foi modificada (Marengo 2008). Além disso, trata-se de um bioma de muita importância, pois possui uma grande diversidade biológica, com vários táxons endêmicos e espécies adaptadas às precipitações irregulares (Leal et al. 2005).

Na região semiárida, os cenários de alterações climáticas sinalizam para o aumento das temperaturas e, como consequência, para o aumento na evaporação nos corpos d'água e diminuição do volume escoado, redução na recarga dos aquíferos, concentração do período chuvoso em espaços de tempo ainda menores, com redução da precipitação, e uma tendência de “aridização” da região, com substituição da caatinga por vegetação típica de zonas áridas, como as cactáceas (Cirilo et al. 2010). Essas mudanças nos processos hidrológicos podem significar diferentes prejuízos para as comunidades que vivem nessas regiões, como o aumento da salinização das águas subterrâneas e superficiais devido ao aumento da evapotranspiração (Bates et al. 2008).

A salinização é uma outra crescente ameaça global que também pode ser ampliada pelas mudanças climáticas (Cañedo-Argüelles et al. 2013) e vem sendo estudada em todo o mundo (Nielsen et al. 2003, Hogan et al. 2007, James et al. 2009, Miyazano et al. 2015). Ela pode ter origem natural (primária), devido principalmente às características geológicas e de

precipitação do ambiente, ou antrópica (secundária), sendo a irrigação a principal responsável pelo aumento da salinidade (Williams 1999, Cañedo-Argüelles et al. 2013). As consequências do processo de salinização vão desde impactos severos aos diferentes níveis ecossistêmicos à perda de serviços que os rios podem fornecer, com consequências ambientais e socioeconômicas (Cañedo-Argüelles et al. 2013, Szocs et al. 2014).

A evapotranspiração potencial média na região semiárida atinge 2500 mm/ano, gerando elevados déficits hídricos, os quais favorecem a concentração de solutos nas fontes hídricas superficiais, degradando a qualidade das águas por meio da eutrofização e salinização (Montenegro e Montenegro 2012). Além disso, as águas subterrâneas do cristalino, que predominam no semiárido brasileiro, são predominantemente salobras, constituindo em mais um agravante (Suassuna e Audry 1995). Por esses motivos, estudos vêm sendo desenvolvidos por diversos grupos de pesquisadores sobre o processo de salinização de águas subterrâneas e superficiais na região (Valladares e Faria 2004, Costa et al. 2006, Santos et al. 2009, Cary et al. 2015).

4. Justificativa

A bacia hidrográfica do rio Sergipe é constituída por 26 municípios, dos quais oito estão completamente inseridos na região, incluindo a capital Aracaju (SEMARH 2010). Na bacia residem 1.010.523 habitantes distribuídos em 116.689 domicílios, o que representa aproximadamente 56% da população total do estado. Destes, 85,2% possuem água encanada, mas apenas 38,7% estão ligados à rede geral de esgoto, sendo que grande parte do esgoto coletado é despejado diretamente nos corpos d'água (SEMARH 2010). Quanto à coleta de lixo, 80% das residências têm acesso ao serviço, porém os resíduos são depositados em lixões a céu aberto. Além disso, os residentes em áreas urbanas correspondem a 86,8%, proporção que é resultado do intenso processo de urbanização que vem ocorrendo na região (Rocha 2006, SEMARH 2010).

Os estabelecimentos industriais do estado sergipano estão concentrados na bacia do rio Sergipe (Figueiredo & Maroti 2011). O parque industrial da região é caracterizado por uma grande variedade de indústrias, sendo que se destacam aquelas do ramo de fabricação de produtos cerâmicos, que representam 23% do total. Outra característica importante é a baixa cobertura de remanescentes florestais, mata ciliar e manguezais, suprimidos principalmente

para o estabelecimento de pastagens, que ocupam 46% da área da bacia, representando a principal atividade de uso e ocupação do solo. Já as culturas agrícolas, nas quais destacam-se a cana-de-açúcar e a mandioca, representam 18,5% das terras da bacia, sendo uma atividade menos predatória que a pecuária, a qual é a principal responsável pelos desmatamentos que ocorrem na região (Rocha 2006).

Todos estes fatores, somados ao adensamento populacional localizado na área de entorno do rio Sergipe, bem como na de seus afluentes, tem agravado os problemas deste rio e tornado urgente o desenvolvimento de trabalhos acerca da sua qualidade ambiental. A ampliação do número de indústrias e empreendimentos agropecuários, além da construção de habitações, muitas vezes em locais impróprios, vem aumentando a supressão da mata ciliar, o aterro de manguezais na região estuarina, a extração de madeira, a pesca predatória, o escoamento superficial de agrotóxicos e fertilizantes, o descarte inadequado de resíduos sólidos, o lançamento de efluentes industriais e o despejo de esgoto sanitário no ambiente, levando à degradação da qualidade da água ao longo da bacia (Araújo 2006).

Neste contexto, a ecotoxicologia surge como uma ferramenta importante no monitoramento de ecossistemas aquáticos, visando dar suporte às tomadas de decisão ambiental. A Análise de Risco Ecológico (ARE) é fundamental neste sentido, pois é capaz de integrar dados químicos, ecológicos e toxicológicos de um ambiente, refletindo a condição ecológica do ecossistema. Tal característica faz deste método um importante instrumento na gestão dos recursos hídricos, a qual requer uma análise em unidades geográficas relativamente pequenas, tais como rios ou bacias hidrográficas, em que as abordagens específicas do local são necessárias para proteger o ecossistema (Ippolito et al, 2010).

Sendo assim, o presente estudo será o primeiro a avaliar de maneira abrangente as condições ecológicas do rio Sergipe, considerando o eixo cabeceira-foz, através de uma ARE. Uma base de dados transformada em instrumento de gestão pode ser uma das formas mais eficazes de enfrentar os problemas relacionados à gestão dos recursos hídricos, tais como a escassez, o estresse e a deterioração da qualidade da água. Por estes motivos, acredita-se que a ARE pode ser uma ferramenta importante para a compreensão de ecossistemas degradados, como é o caso do rio Sergipe.

5. Área de estudo

O rio Sergipe nasce no município de Pedro Alexandre (Bahia) e percorre aproximadamente 210 km até desaguar no oceano Atlântico em forma de estuário no estado de Sergipe, entre a capital Aracaju e o município Barra dos Coqueiros. Seus principais afluentes pela margem esquerda são os rios Pomonga, Parnamirim, Ganhamoroba e Cágado. Já pela margem direita estão os rios Poxim, Sal, Cotinguiba, Jacarecica, Morcego, Jacoca, Campanha, Lajes e Melancia (SRH 2002).

O rio Sergipe é dividido em três trechos de acordo com as características climáticas da região. O alto rio Sergipe localiza-se na região sujeita ao clima semiárido, ao norte da bacia hidrográfica, onde as estações de seca e de chuvas são ainda mais pronunciadas. O médio rio Sergipe fica localizado no agreste sergipano, com uma condição intermediária de clima quando comparada aos outros dois trechos. Já o baixo rio Sergipe localiza-se na região costeira do estado e sofre influência do clima de litoral úmido, com as maiores taxas de precipitação da bacia hidrográfica.

5.1 Caracterização das estações de coleta

Foram selecionados sete pontos de coleta, abrangendo as regiões do alto, médio e baixo rio Sergipe, sendo o último trecho do rio antes da influência marinha (Figura 6).

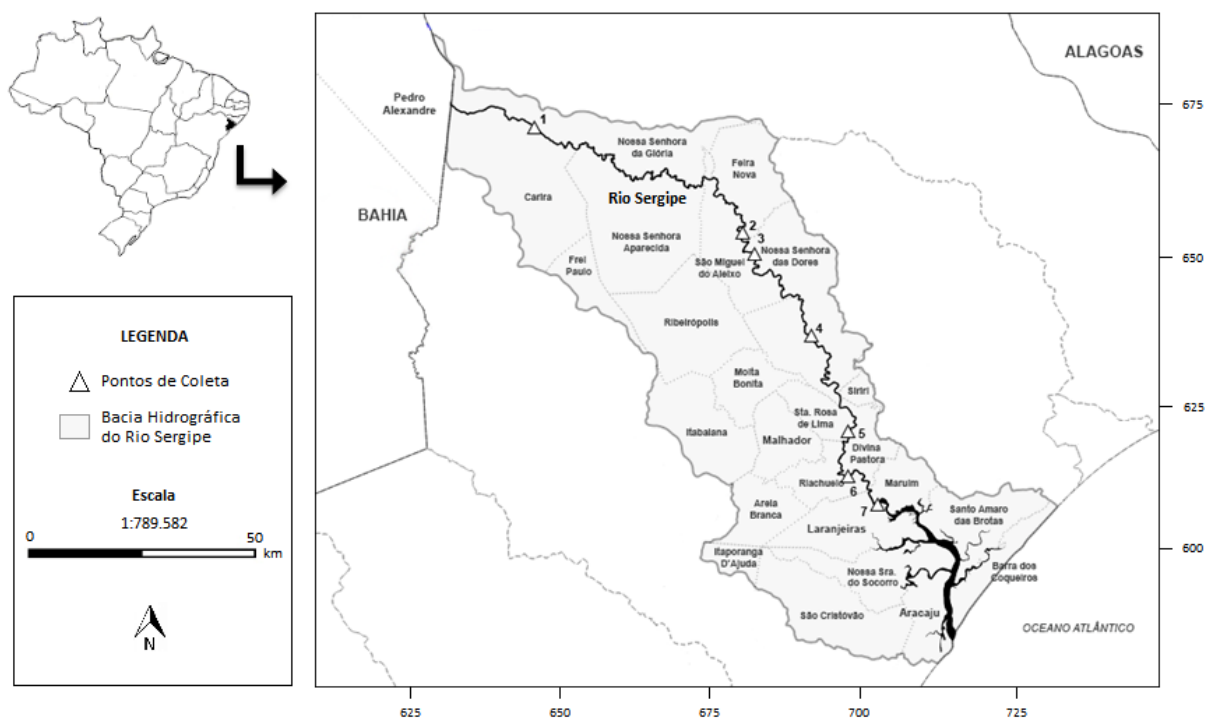



Figura 5. Rio Sergipe e os sete pontos de coleta selecionados para o estudo. (Fonte: SEMARH)

Os pontos de coleta foram escolhidos com base no uso e ocupação do solo da bacia do rio Sergipe, procurando estabelecer as estações amostrais em regiões mais críticas quanto aos aspectos de qualidade de água e sedimento (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização dos setes pontos de coleta do rio Sergipe.

Pontos de coleta	Principais características
Ponto 1 	Localiza-se no município de Carira (SE), próximo à rodovia, sob a ponte José Iran Dutra. Uso do solo: pastagem e plantação de milho. Latitude: 10° 12' 42'' S Longitude: 37° 40' 00'' O
Ponto 2 	Próximo ao município de Feira Nova (SE). Uso do solo: pastagem, sendo a ocupação das margens com vegetação nativa. Latitude: 10° 21' 34'' S Longitude: 37° 21' 01'' O
Ponto 3 	Encontra-se entre os municípios de São Miguel do Aleixo e Nossa Senhora das Dores (SE). Uso do solo: pastagem e agricultura, sendo as margens ocupadas por vegetação nativa. Latitude: 10° 23' 39'' S Longitude: 37° 20' 43'' O
Ponto 4 	Situa-se no médio rio Sergipe, no município de Nossa Senhora das Dores (SE), em uma propriedade rural. Uso do solo: agricultura, com predomínio de cana-de-açúcar. Latitude: 10° 31' 20'' S Longitude: 37° 14' 48'' O

continuação da Tabela 2

Ponto 5



Situa-se no município de Santa Rosa de Lima (SE), próximo à rodovia.

Uso do solo: pastagem, agricultura, com resquícios de mata de galeria.

Latitude: 10° 39' 51'' S

Longitude: 37° 11' 25'' O

Ponto 6



Localiza-se no município de Riachuelo (SE).

Uso do solo: área urbana e agricultura (cana-de-açúcar).

Latitude: 10° 43' 41'' S

Longitude: 37° 11' 30'' O

Ponto 7



Situa-se em área rural, próximo à uma fábrica de cimento, em Laranjeiras (SE).

Uso do solo: industrial, agrícola e pastagem, sendo a ocupação das margens com vegetação nativa.

Latitude: 10° 49' 59'' S

Longitude: 37° 09' 15'' O

6. Coleta de dados para a Análise de Risco Ecológico – ARE

O corpo de dados utilizado para a realização da ARE foi obtido do projeto de pesquisa intitulado “Avaliação limnológica e ecotoxicológica da água e sedimento da bacia do rio Sergipe, com ênfase nas comunidades bióticas”, coordenado pela profa Dra Andréa Novelli

(FAPITEC/SE/CNPq N° 09/2011, Processo N°: 350464/2012-0), ao qual esse subprojeto foi vinculado. Sendo assim, os subprojetos individuais e os alunos envolvidos foram:

- Utilização de *Poecilia reticulata* para a avaliação da qualidade da água do Rio Sergipe (SE) - Josafá José do Carmo Reis Junior, graduando de Engenharia de Pesca na UFS.
- Avaliação limnológica e ecotoxicológica do sedimento do rio Sergipe (SE) - Natali de Andrade Oliveira, graduanda de Engenharia de Pesca na UFS.
- Limnologia do Rio Sergipe (SE) e a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental - Paula Patsi Gonzaga Sá, graduanda de Engenharia de Pesca na UFS.
- Estudos ecotoxicológicos do rio Sergipe utilizando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* - Juliane Cerqueira Freitas, graduanda de Engenharia Ambiental e Sanitária na UFS.
- Utilização de *Poecilia reticulata* para a avaliação da qualidade da água e do sedimento do Rio Sergipe (SE) - Aline Nunes dos Santos, graduanda de Engenharia Ambiental e Sanitária na UFS.

Referências

- Abílio FJP, Ruffo TLM, Souza AHFF, Florentino HS, Oliveira Jr ET, Meireles BN, Santana ACD (2007) Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasiliensis* 11(3):397-409
- Alves JJA, Souza EN, Nascimento SS (2009) Núcleos de desertificação no estado da Paraíba. *Ra'ega* 17:139-152
- Aragão MA, Araújo RPA (2008) Métodos de ensaio de toxicidade com organismos aquáticos. In: Zagatto PA, Bertoletti E (ed) *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. 2 ed, São Carlos: Rima 117-152
- Araújo HMP (2006) Estuário do rio Sergipe: importância e vulnerabilidade. In: Alves JPH (ed) *Rio Sergipe: importância, vulnerabilidade e preservação*. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe 65-86
- Balderas ECS, Grac C, Berti-Equille L, Hernandez MAA (2016) Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. *Ecological Indicators* 61:558–567
- Bates BC, Kundzewicz ZW, Wu S, Palutikof JP (2008) Climate change and water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva 210p
- Bernardi ECS, Panziera AF, Buriol GA, Swarowsky A (2012) Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. *Disciplinarum Scientia* 13(2):159-168
- Bezerra NF (2002) Água no semi-árido nordestino: experiências e desafios. In: Hofmeister W (ed) *Água e desenvolvimento sustentável no Semi-Árido*. Fundação Jonrad Adenauer, Série Debates 24:35-52
- Bourrachot S, Simon O, Gilbin R (2008) The effects of waterborne uranium on the hatching success, development, and survival of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 90:29-36
- Cañedo-Argüelles M, Kefford BJ, Piscart C, Prat N, Schafer RB, Schulz CJ (2013) Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173:157-167
- Cary L, Petelet-Giraud E, Bertrand G, Kloppmann W, Aquilina C, Martins V, Hirata R, Montenegro S, Pauwels, Chatton E, Franzen M, Aurouet A *et al.* (2015) Origins and processes of groundwater salinization in the urban coastal aquifers of Recife (Pernambuco, Brazil): A multi-isotope approach. *Science of the Total Environment* 530–531:411–429
- Cesar A, Silva SLR, Santos AR (1997) Testes de toxicidade aquática no controle da poluição. Universidade Santa Cecília, Laboratório de Ecotoxicologia. Santos SP, 4ed, 37p.
- Chapman PM (1986) Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad – an example. *Environmental Toxicology Chemistry* 5:957–964

Chen S, Chen B, Fath BD (2013) Ecological risk assessment on the system scale: a review of state-of-the-art models and future perspectives. *Ecological Modelling* 250:25–33

Cirilo JAC (2008) Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. *Estudos Avançados* 22:61-82

Cirilo JA, Montenegro SMGL, Campos JNB (2010) A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo CEM, Tundisi JG, Scheuenstuhl MCB (org) *Águas do Brasil: Análises estratégicas*, 1ed, São Paulo: Instituto de Botânica 1:81-91

CONAMA – Conselho Nacional do Meio ambiente (2009) Resolução nº 420, publicado no DOU nº 249, de 30/12/2009: 81-84

Conti JB (2005) A questão climática no nordeste brasileiro e os processos de desertificação. *Revista Brasileira de Climatologia* 1(1):7-14

Costa AMB, Melo JG, Silva FM (2006) Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. *Águas Subterrâneas* 20(1):67-82

Costa CR, Olivi P, Botta CMR, Espindola EIG (2008) A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova* 31(7):1820-1830

Damanik-Ambarita MN, Lock K, Boets P, Everaert, Nguyen THT, Forio MAE, Musonge PLS, Suhareva N, Bennetsen E, Landuyt D, Dominguez-Granda L, Goethals PLM (2016) Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologia* 57:27–59

Esteves FA (1998) *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 575p

Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, Jensen BK, Jensen J, Kasamas H, Urzelai A, Vegter J (1998) Risk assessment for contaminated sites in Europe. Nottingham: Scientific Basis – LQM Press, 165p

Fernandes JD, Medeiros AJD (2009) Desertificação no nordeste: uma aproximação sobre o fenômeno do Rio Grande do Norte. *Holos* 25(3):147-161

Fernandes MM, Oliveira TM, Fernandes MRM, Castro VCC, Alves AR (2014) Aspectos biológicos e espécies potenciais para restauração ecológica de áreas em desertificação no Sul do Piauí, Brasil. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável* 9(2):06–13

Figueiredo AVB, Maroti PS (2011) Bacia hidrográfica do rio Sergipe: significado, identidade e escolha de usos a partir da percepção dos membros do Comitê (Gestão 2008-2010). *Revista Eletrônica do Prodemá* 7(2):22-41

Hogan JF, Phillips FM, Mills SK, Hendrickx JMH, Ruiz J, Chesley JT, Asmerom Y (2007) Geologic origins of salinization in a semi-arid river: The role of sedimentary basin brines. *Geology* 35(12):1063-1066

Hynes HB (2001) *The Ecology of Running Waters*. Ontario: Blackburn Press, 555p

- Ippolito A, Sala S, Faber JH, Vighi M (2010) Ecological vulnerability analysis: a river basin case study. *Science of the Total Environment* 408(18):3880–3890
- James KR, Hart BT, Bailey PCE, Blinn DW (2009) Impact of secondary salinisation on freshwater ecosystems: effect of experimentally increased salinity on an intermittent floodplain wetland. *Marine and Freshwater Research* 60:246–258
- Jensen J, Mesman M (2006) *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land*. 1 ed, Liberation, 136p
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE (2005) Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19(3):701-706
- Maltchik L (1999) Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: Pompeo MLM (org) *Perspectivas da limnologia no Brasil*. São Luís: União, 77-89
- Marengo JA (2008) Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. *Parcerias Estratégicas* 27:149-176
- Mehari AK, Wondie A, Mingist M (2014) Spatial and seasonal variation in the macro-invertebrates and physico-chemical parameters of the Enfranz River, Lake Tana sub-basin (Ethiopia). *Ecohydrology & Hydrobiology* 14:304–312
- Miralles-Cuevas S, Oller I, Agüera A, Llorca M, Pérez JA, Malato S (2017) Combination of nanofiltration and ozonation for the remediation of real municipal wastewater effluents: acute and chronic toxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials* 323:442-451
- Miyazano S, Patiño R, Taylor CM (2015) Desertification, salinization, and biotic homogenization in a dryland river ecosystem. *Science of the Total Environment* 511:444–453
- Montenegro AAA, Montenegro SMGL (2012) Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: Gheyi HR, Paz VPS, Medeiros SS, Galvão CO. *Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações*. Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 258 p
- Moreira LB (2013) Avaliação de risco ecológico da contaminação de sedimentos e material dragado na região do porto do Mucuripe-CE através de métodos ecotoxicológicos (Tese de doutorado). Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Fortaleza, 141p
- Moulton TP, Souza ML (2006) Conservação com base em Bacias Hidrográficas. In: Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MA (org) *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: RiMa, 157-181: 582p
- Munyika S, Kongo V, Kimwaga R (2014) River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: a case of the Orange river in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth* 76–78:140–148
- Newman MC (2008) *Ecotoxicology: the history and present directions*. In: Jorgensen SE, Fath BD (ed) Oxford: Elsevier, 1195-1201

- Nielsen DL, Brock MA, Rees GN, Baldwin DS (2003) Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 2003, 51, 655–665
- Niemeyer KC, Moreira-Santos M, Ribeiro R, Rutgers M, Nogueira MA, da Silva EM, Sousa JP (2015) Ecological risk assessment of a metal-contaminated area in the tropics, Tier II: Detailed assessment. *Plos one* 10(11): e0141772. doi:10.1371/journal.
- Niemeyer JC, Moreira-Santos M, Nogueira MA, Carvalho GM, Ribeiro R, Silva EM, Sousa JP (2010) Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: Screening phase. *J Soils Sediments* 10:1557–1571
- Oga S, Camargo MMA, Batistuzzo JAO (2008) *Fundamentos de Toxicologia*. 3 ed, São Paulo: Atheneu, 79p
- Oliveira AR, Siqueira-Pinto JES, Mendonça FA (2016) A desertificação no Alto Sertão de Sergipe/Brasil: abordagem na perspectiva das vulnerabilidades socioambientais. *Investigaciones Geográficas* 52:139-149
- Porto MG, Porto L (2008) Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos avançados* 22(63): 43-60
- Reynolds JF, Stafford Smith M, Lambin EF, Turner II BL, Mortimore M, Batterbury SP, Downing TE, Dowlatabadi H, Fernandez RJ, Herrick JE *et al.* (2007) Global Desertification: building a science for dryland development. *Science* 316:847–851
- Rocha AF (2006) Caracterização da bacia hidrográfica do rio Sergipe. In: Alves JPH (ed) *Rio Sergipe: importância, vulnerabilidade e preservação*. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe, 23-64
- Rodrigues APC, Castilhos ZC, Cesar RG, Almosny NRP, Linde-Arias AR, Bidone ED (2011) Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso. *Série Estudos e Documentos* 126 p
- Sakka Y, Skjolding LM, Mackvica A, Filser J, Baun A (2016) Behavior and chronic toxicity of two differently stabilized silver nanoparticles to *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 177:526-536
- Sanchez AL (2012) *Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais* (Doutorado em Ciências Ambientais) Universidade de São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos, 200p
- Santos JS, Santos MJS, Santos MLP (2009) Parâmetros indicativos do processo de salinização em rios urbanos do semi-árido brasileiro. *Química Nova* 32(6):1534-1538
- SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (2010) *Execução dos serviços para a elaboração do plano da bacia hidrográfica do Rio Sergipe. Relatório Resumo – Diagnóstico Integrado*
- SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (2016) *Comitê de Bacias Hidrográficas, Centro de meteorologia da SEMARH/SRH*. Disponível em: <<http://www.semarh.se.gov.br>> Acesso em novembro de 2016.

SERGIPE – Governo do Estado de Sergipe (2010) Programa Águas de Sergipe. Secretaria de Planejamento, Habitação e Desenvolvimento Urbano. Relatório de Avaliação Ambiental 199p

SERGIPE – Governo do Estado de Sergipe (2015) Elaboração do planos das bacias hidrográficas dos rios Japarutuba, Piauí e Sergipe. Relatório de Resumo Executivo: Bacia hidrográfica do rio Sergipe

Silva LCS (2015) Bacia hidrográfica do rio Sergipe: desafios à gestão das águas. Aracaju: Criação 252p

Siqueira RMB, Henry-Silva GG (2011) A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. Boletim da Associação Brasileira de Limnologia 39(2):1-15

SIRHSE – Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos de Sergipe (2016) Conteúdo da Secreteraria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://sirhse.semarh.se.gov.br>>. Acesso em novembro de 2016.

Sousa RF, Fernandes MF, Barbosa MP (2008) Vulnerabilidades, semi-aridez e desertificação: cenários de risco no Cariri Paraibano. Revista OKARA: Geografia em debate 2(2):128-206

SRH – Superintendência de Recursos Hídricos (2002) Gestão participativa das águas de Sergipe. Aracaju: Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia (SEPLANTEC), Sergipe, 72p

Steffan ET (1977) Hidrografia. In: Região Nordeste. Geografia do Brasil, IGBE (ed) Rio de Janeiro: SERGRAF-IBGE, 111–133

Suassuna, J; Audry, P. A Salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino: caracterização, variação sazonal e limitações de uso. Recife: CNPq, 128p

Szocs E, Coring E, Bathe J, Schafer RB (2014) Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of stream macroinvertebrates. Science of the Total Environment 468–469:943–949

Tallini K, Guimarães LSP, Fachel JMG, Rodriguez MTR (2012) Estabelecimento de protocolo de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático tendo o Programa de Monitoramento do Rio Jacuí, São Jerônimo (RS). Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology 7(1):55-63

Travassos IS, Souza BI (2011) Solos e desertificação no sertão paraibano. Cadernos do Logepa 6(2):101-114

Trigueiro ERC, Oliveira VPV, Bezerra CLF (2009) Indicadores biofísicos e a dinâmica da degradação/desertificação no bioma Caatinga: estudo de caso no município de Tauá, Ceará. Revista Eletrônica do Prodema 3(1):62-82

Tucci CEM (1997) Hidrologia: Ciência e aplicação. 2 ed, Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 946p

Tundisi J G, Matsumara-Tundisi T (2008) Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos 631p

- USEPA – United States Environmental Protection Agency (1992) Framework for ecological risk assessment. Washington, 57p
- Valladares GS, Faria ALL (2004) SIG na análise do risco de salinização na bacia do rio Coruripe, AL. *Engevista* 6(3):86-98
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37:130-137
- Vidon ACA, Teixeira LA, Borba JCA *et al.* (2010) Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe (PERH-SE), Sumário Executivo de Setembro, 68p
- Vik EA, Breedveld G, Farestveit T (1999) Guidelines for the risk assessment of contaminated sites. SFT: Norwegian Pollution Control Authority 107p
- Wagelmans M (2010) Ecological Risk Assessment: the triad approach In: Timmis KN (ed) *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* 4465-4472
- Ward S, Augspurger T, Dwyer FJ, Kane C, Ingersoll CG (2007) Risk assessment of water quality in three North Carolina, USA, streams supporting federally endangered freshwater mussels (Unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(10):2075-2085
- Williams WD (1999) Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 4:85–91
- Zagatto PA (2008) Ecotoxicologia. In: Zagatto PA, Bertoletti E (ed) *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. 2 ed, São Carlos: Rima, 472p

CAPÍTULO 1:

Análise de risco ecológico como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental de um sistema hídrico independente da costa leste do nordeste brasileiro

Resumo

O objetivo desse estudo foi avaliar o grau de degradação e o risco ecológico do rio Sergipe, um importante curso d'água parcialmente inserido na região semiárida do nordeste brasileiro, utilizando dados limnológicos, ecotoxicológicos e biológicos. Para isso, foram escolhidos sete pontos no eixo nascente-foz do rio Sergipe, onde foram feitas medidas in situ e coletadas amostras de água, sedimento e de organismos bentônicos. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, uma sob influência do período de seca (abril de 2013) e outra sob influência das chuvas (agosto de 2014), permitindo uma análise espacial e temporal do sistema. Os parâmetros limnológicos foram submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA) a fim de avaliar como estes dados organizam-se espacialmente. Para os estudos ecotoxicológicos, foram realizados testes de toxicidade crônica de curta duração com o peixe *Poecilia reticulata*, a fim de analisar a mortalidade e possíveis alterações na biometria dos indivíduos. Já os organismos bentônicos foram identificados e analisados através do cálculo de índices de diversidade. Por fim, foi desenvolvida uma Análise de Risco Ecológico (ARE) utilizando a abordagem da tríade, na qual dados de diferentes linhas de evidências (química, ecotoxicológica e ecológica) são integrados a fim de fornecer o risco ecológico final para o ambiente. Os resultados mostraram que o rio Sergipe encontra-se dividido em três trechos distintos de caracterização das suas águas. No período de seca, a região de cabeceira, mais vulnerável por sofrer influência do clima semiárido e do regime intermitente, apresentou um nível de risco moderado, enquanto o trecho do médio rio Sergipe apresentou risco baixo. Já o alto Sergipe apresentou níveis de risco de moderado a elevado, sendo esta região a com maior concentração urbana e industrial na bacia. No período de chuvas, os níveis de risco foram menos críticos, provavelmente em decorrência de uma maior diluição do sistema. Estes resultados indicam a necessidade de mais estudos de monitoramento na região, a fim de estabelecer estratégias de remediação nos trechos mais impactados do rio.

Palavras-chave: limnologia, ecotoxicologia aquática, diagnóstico ambiental.

1. Introdução

Os rios são constantemente submetidos aos impactos das atividades humanas devido à grande quantidade de substâncias liberadas no ambiente, que muitas vezes excede a capacidade do sistema (Tundisi e Matsumura-Tundisi 2008; Sisinnio e Oliveira-Filho 2013). A incapacidade de transformar ou eliminar o excesso destes elementos ocasiona uma alteração no equilíbrio do ambiente, alterando suas características físicoquímicas e afetando diretamente a biota aquática (Allan & Flecker 1993; Sisinnio e Oliveira-Filho 2013). Por estas razões, estudos de caracterização dos cursos d'água e suas comunidades biológicas são fundamentais para compreender o ecossistema e permitir o desenvolvimento de propostas de conservação. O nordeste brasileiro, entretanto, carece de estudos sobre seus ecossistemas fluviais, sobretudo na região semiárida, e muitos cursos d'água de importantes bacias hidrográficas permanecem sem estudos detalhados.

O semiárido brasileiro apresenta uma alta variabilidade dos deflúvios anuais que, juntamente à intensa evaporação, gera duas fases definidas: de cheia e de seca, fazendo com que a maioria dos cursos d'água seja de caráter intermitente (Maltchik 1999; Campos et al. 2006). Essa variação extrema na precipitação funciona como a principal responsável por organizar a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas (Maltchik 1999), e compreender como essas mudanças hidrológicas afetam as comunidades é fundamental para a criação de medidas de conservação efetivas para esse tipo de ambiente (Maltchik e Medeiros 2006). Além disso, no semiárido brasileiro encontra-se um dos ecossistemas mais vulneráveis do Brasil, com muitas áreas em risco de desertificação e salinização (Cirilo et al. 2010; Oliveira et al. 2016).

A salinização é o processo de aumento da salinidade em águas continentais, de origem natural ou antrópica (Williams 1999; Szocs et al. 2014). A salinização antrópica, ou secundária, pode resultar de diferentes fontes, incluindo a descarga de efluentes industriais e o escoamento da água de irrigação (Cañedo-Argüelles et al. 2013; Szocs et al. 2014). Independentemente da fonte, os íons dissolvidos podem ficar concentrados devido à evaporação, o que é particularmente importante em regiões onde o clima é seco e quente (Cañedo-Argüelles et al. 2013). Isso torna a salinização bastante preocupante em ecossistemas de áreas semiáridas, visto que seus impactos são sempre adversos e múltiplos, e até mesmo pequenos aumentos podem causar grandes efeitos (Williams 1999), inclusive para as

comunidades de macroinvertebrados (Szocs et al. 2014). Os riscos são ainda maiores em sistemas sob influência do regime intermitente, que sofrem o efeito da concentração de sais quando o fluxo de água é reduzido (James et al. 2009).

Os rios intermitentes podem ser encontrados em todos os continentes, mas estão presentes principalmente em regiões secas (Steward et al. 2012). Apesar de estimar-se que a maioria dos rios no mundo é de caráter intermitente (Williams 1988, Tooth 2000; Datry et al. 2014) e dos esforços recentes para desenvolver estudos nestas áreas, ainda há uma série de lacunas a serem preenchidas a respeito desse tipo de ecossistema, principalmente a respeito da influência dessas mudanças hidrológicas nas características físicoquímicas e biológicas do rio. Essa compreensão é fundamental para que seja possível diferenciar os impactos causados pelas perturbações naturais daquelas de origem antrópica. Além disso, muitos cursos d'água que já foram perenes agora apresentam regimes de fluxo temporário devido aos efeitos das mudanças climáticas, às alterações no uso do solo e à extração de água para consumo humano (Palmer et al. 2008; Datry et al. 2014). O estudo destes sistemas pode servir, portanto, de modelo para compreender as consequências do processo de desertificação em rios (Schessinger et al. 1990).

Os períodos sob influência da seca e das chuvas são grandes agentes de perturbação em rios da região semiárida, modificando a concentração de nutrientes e a biota aquática, incluindo as comunidades bentônicas (Maltchik 1999). A distribuição, composição e abundância dos organismos bentônicos em um rio está intimamente relacionada com fatores ambientais (Arab et al. 2004; Farias et al. 2012; Carvalho et al. 2013), o que as torna sujeitas a variações espaciais e temporais (Rocha et al. 2012). Estes grupos apresentam diferenças de diversidade e densidade desde a região de cabeceira até a foz do rio, o que caracteriza a heterogeneidade de habitat como um importante fator na estruturação destes grupos em ecossistemas lóticos (Vannote et al. 1980; Esteves 1998). Por serem sensíveis às mudanças nas condições ambientais, e por formarem um grupo de grande importância ecológica nestes ecossistemas, esses organismos têm sido muito utilizados no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos continentais (Kenney et al. 2009; Mehari et al. 2014; Munyika et al. 2014; Balderas et al. 2016; Damanik-Ambarita et al. 2016). O estudo destas comunidades é fundamental, sobretudo, para contribuir com o conhecimento sobre a composição biótica do ecossistema e, consequentemente, viabilizar estratégias de conservação.

A Análise de Risco Ecológico (ARE) é fundamental neste sentido, pois é utilizada para coletar, organizar e analisar dados do ambiente para estimar o risco de contaminação

para os ecossistemas (Jensen & Mesman 2006). O objetivo central deste método é determinar a vulnerabilidade do ambiente para que se possa discutir sobre os riscos que podem ser intensificados no futuro, além de possibilitar desenvolver estratégias para eliminar as causas e mitigar os efeitos da poluição (Rodrigues et al. 2011). Neste trabalho, a abordagem de análise de risco ecológico utilizada foi tríade, que consiste em utilizar informações de três linhas de evidência (química, ecológica e ecotoxicológica) para avaliar a condição ecológica do ambiente. Essa metodologia permite integrar estes dados e avaliá-los de maneira quantitativa através de um modelo matemático, que apresenta os riscos associados a cada linha de evidência e também o risco integrado final.

A abordagem de tríade foi inicialmente proposta por Long e Chapman (1985) com o objetivo de avaliar o verdadeiro impacto dos poluentes no sedimento marinho através da *Sediment Quality Triad* (SQT), metodologia que é amplamente utilizada em diferentes lugares do mundo (Yake et al. 1986, Chapman et al. 1987; Carr et al. 1996; Lee et al. 2006; Shu e Xu 2012; Buruaem et al. 2013). Desde então, o método vem sendo adaptado para outros compartimentos e diversos países padronizaram normas para o uso efetivo da ARE, como os Estados Unidos (USEPA 1992), Canadá (CCME, 1997), Noruega (Vik et al. 1999), países do Reino Unido (Ashton et al. 2008) e demais países europeus (Ferguson et al. 1998). Sendo assim, a ARE tem sido utilizada para analisar o risco ecológico de sedimentos, solos e diferentes sistemas aquáticos (Leslie et al. 1999; Besten et al. 2003; Ribé et al. 2012; Khim e Hong 2014; Gutiérrez et al. 2015), o que a transformou em um importante instrumento de gestão.

No Brasil, foram desenvolvidos alguns importantes estudos utilizando a ARE para avaliar o risco em solos (Niemeyer et al. 2010; Niemeyer et al. 2015) e também em corpos d'água (Sanchez 2012). No entanto, ainda não há uma metodologia padronizada para essa análise no país, impedindo que ela seja utilizada de maneira mais abrangente e aplicada em tomadas de decisão acerca de locais poluídos. Portanto, apenas a realização de mais estudos de avaliação de risco poderá fortalecer o uso dessa ferramenta no país. Isso é fundamental, visto a importância de utilizar metodologias capazes de integrar diferentes variáveis, já que análises de parâmetros individuais, tais como dados físicoquímicos, nem sempre conseguem refletir a qualidade ambiental do ecossistema (Costa et al. 2008).

Nesse contexto, o objetivo geral desse estudo foi avaliar o grau de degradação e risco ambiental do rio Sergipe, um importante curso d'água parcialmente inserido na região semiárida do nordeste brasileiro. Para tanto, foram realizadas análises limnológicas e

ecotoxicológicas, bem como da composição da comunidade bentônica. Com os dados obtidos, foi realizada uma ARE, a fim de avaliar o risco ecológico e obter um panorama atual sobre a condição ecológica na qual encontra-se o rio Sergipe.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo e campanhas de amostragem

O presente estudo foi realizado no rio Sergipe, principal formador da bacia hidrográfica do rio Sergipe (Sergipe, Brasil). Esta bacia possui uma área de 3.673 km², o que corresponde a 16,7% do estado de Sergipe, e o seu quadro climático é composto pelo semiárido, pelo agreste e pela região subúmida (Rocha 2006). O regime hidroclimático da bacia hidrográfica, sobretudo na região semiárida, caracteriza-se pela alternância de duas estações nitidamente pronunciadas, com período de seca e de chuvas mal distribuídas no tempo e no espaço. De maneira geral, a época de chuvas ocorre de março a agosto, com máxima precipitação no mês de maio (SEMARH 2010). O rio Sergipe nasce em Pedro Alexandre (BA) e percorre aproximadamente 210 km até desaguar no oceano Atlântico em forma de estuário, entre a capital Aracaju (SE) e o município Barra dos Coqueiros (SE) (SRH 2002) (Figura 1).

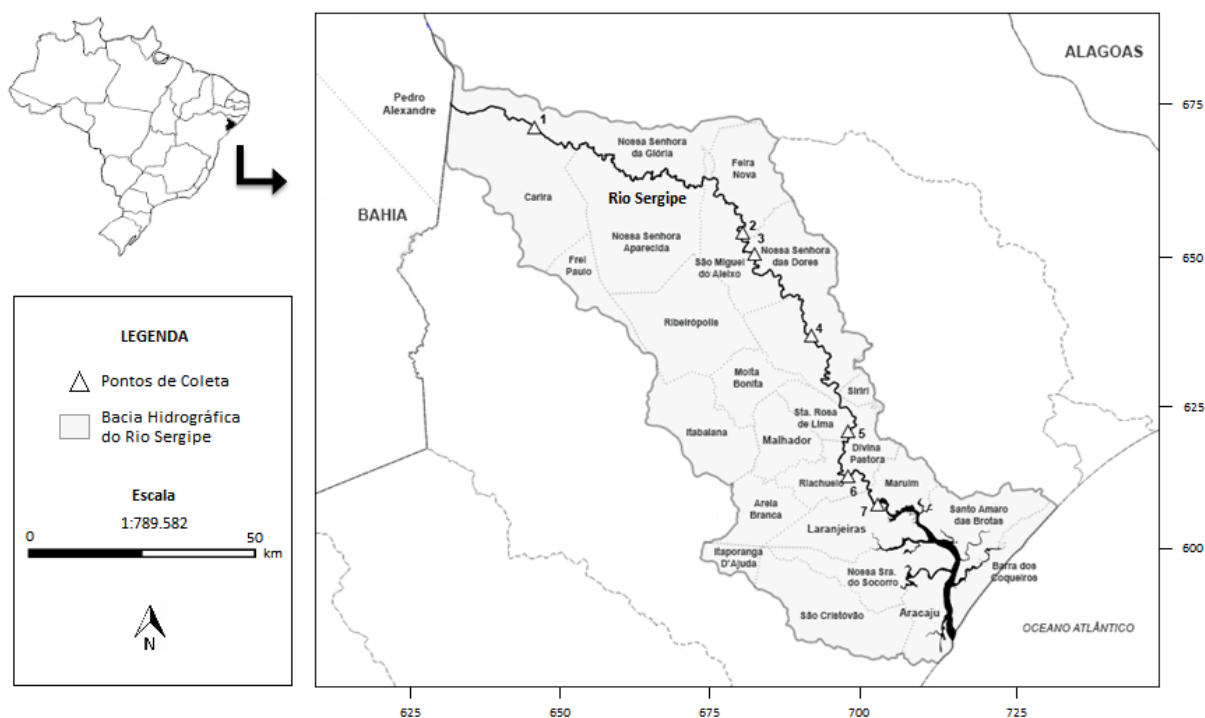


Figura 1. Estações de coleta no rio Sergipe (SE), Brasil. (Fonte: adaptado do Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe SEMARH/SRH 2016).

Foram estabelecidas sete estações de coleta com base no uso e ocupação da bacia do rio Sergipe. As coletas foram realizadas em duas campanhas, uma sob influência do período de seca e outra sob influência das chuvas. Os pontos 1 e 2 estão sujeitos ao clima semiárido e inseridos no alto rio Sergipe, região com maior influência da intermitência do rio, que vai desde a nascente, na Bahia, até a região de encontro dos municípios São Miguel do Aleixo e Feira Nova (Rocha 2006). O restante do curso d'água é de regime perene, sendo que os pontos 3 e 4 estão no médio rio Sergipe, na região agreste, e os pontos 5, 6 e 7 representam o baixo rio Sergipe, sob o clima de litoral úmido (Figura 1).

As campanhas de amostragem foram realizadas em abril de 2013, com influência da seca, e em agosto de 2014, com influência das chuvas, conforme dados coletados do Instituto Nacional de Meteorologia. Na campanha de abril, a precipitação média da semana foi inferior a 5 mm, com temperatura média do ar variando de 23 a 31°C. Já na campanha de agosto, a precipitação média da semana foi inferior a 55 mm, com temperatura média do ar variando de 20 a 34°C (Anexo 1).

2.2 Coleta das amostras

2.2.1 Água e Sedimento

As amostras de água foram coletadas em galões de polietileno com capacidade de 10 litros. Posteriormente, foram acondicionadas e preservadas em gelo até serem levadas para as análises em laboratório. As análises de nutrientes (espectrofotometria) (Mackereth et al. 1978), metais (espectrofotometria) (Apha 2005) e de coliformes totais e fecais (colorimétrico Colitag™) (Apha 1995) foram realizadas no Instituto de Tecnologia e Pesquisa de Sergipe (ITPS), já as de materiais em suspensão orgânico e inorgânico (gravimetria em filtros GF/C 47 mm) (Teixeira et al. 1965) feitas na Universidade Federal de Sergipe. Além destas informações, foram mensuradas *in situ* as variáveis pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez da água com o auxílio de um medidor portátil (marca Horiba).

As amostras de sedimento foram obtidas com o auxílio de um *core* com 100 mm de abertura, sendo três réplicas por ponto, e armazenadas para a realização dos testes de toxicidade, análises de matéria orgânica (incineração em mufla) e granulometria (peneiramento e densímetro).

2.2.2 Comunidade bentônica

As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas quantitativamente em três amostras por estação na região litorânea do rio com auxílio de um amostrador tipo *core* com 0,008 m². Todo o material biológico foi lavado previamente no campo em uma rede de 210µm de abertura de malha e fixado em solução de formol a 5%. No laboratório, os organismos foram triados com o auxílio de bandejas plásticas translúcidas sobre caixas de luz para facilitar a visualização, colocados em frascos e preservados em álcool a 70%. Posteriormente, identificados ao menor nível taxonômico possível, com auxílio de manuais especializados (Merritt & Cummins 1988).

2.3 Estudos ecotoxicológicos

As matrizes iniciais para o cultivo de *Poecilia reticulata* foram obtidas comercialmente e mantidas em caixa d'água de 1000 L nas dependências do Centro Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Sergipe. Juvenis de *P. reticulata* foram retirados e transportados para o laboratório para a aclimação, seguindo os procedimentos recomendados pela ABNT, NBR 15088/2004. Assim, os juvenis foram mantidos em água reconstituída (pH entre 7,0-7,6 e dureza entre 40 e 48 mg L⁻¹ de CaCO₃), com troca de água de 1/3 do volume do aquário a cada 24h, até o momento da montagem dos bioensaios (7 dias). O cultivo dos organismos foram mantidos sob aeração constante, com temperatura controlada (26± 2°C) e fotoperíodo de 12:12h claro/escuro. A alimentação ministrada foi a ração comercial para peixes duas vezes ao dia, a qual foi suspensa 24h antes da realização dos testes de toxicidade.

Os testes de toxicidade crônica de curta duração seguiram a metodologia descrita na ABNT-NBR 15499 (2007) para *Danio rerio*, adaptada para juvenis de *P. reticulata*. Os ensaios foram realizados em condições estáticas, utilizando cinco organismos em quatro réplicas, totalizando vinte organismos por tratamento. Para os ensaios realizados com amostras de água, os indivíduos foram mantidos em potes plásticos atóxicos contendo 250 mL de cada amostra ambiental. Já nos testes realizados com o sedimento, a metodologia foi adaptada seguindo Burton & MacPerson (1995), que consiste na manutenção da proporção 1:4 de sedimento e água reconstituída. Os testes tiveram duração total de sete dias e, neste período, os peixes foram mantidos sob condições controladas de temperatura (25°C ±2) e fotoperíodo (12:12h claro/escuro) e alimentados com ração comercial duas vezes ao dia. Durante os bioensaios, foram monitoradas, além da mortalidade, as variáveis pH, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza da água a cada 24h.

Ao final de cada teste, foi realizada a biometria dos organismos sobreviventes para obter dados de comprimento padrão e peso total. Para avaliar a homogeneidade do lote dos peixes utilizados, no início dos testes foram efetuadas as medidas de peso total e comprimento padrão em 10% dos organismos (IBAMA 1987). Por fim, o lote utilizado nos testes de toxicidade teve a sua sensibilidade avaliada empregando-se a substância de referência KCl (cloreto de potássio), com o resultado expresso em CL₅₀ 48h, a fim de assegurar que os resultados dos bioensaios de toxicidade fossem atribuídos somente à presença de elementos tóxicos nas amostras.

2.4 Análise dos dados

2.4.1 Bioensaios de toxicidade

Os resultados dos testes de toxicidade aguda com *P. reticulata* expostos à substância de referência (carta controle) foram analisados através do método estatístico Trimmed Spearman-Kärber, expressos em CL50, 48h. Para verificar se há diferenças significativas (quando $p < 0,05$) entre a sobrevivência dos organismos-teste nas amostras ambientais e no controle, foi aplicado teste de Fisher. Estas análises foram realizadas com o auxílio do programa computacional Toxstat 3.3 (Gulley et al. 1994).

Com relação aos resultados de biometria dos testes de toxicidade crônica de curta, a relação peso-comprimento dos indivíduos do controle laboratorial foi comparada com a dos organismos-teste dos demais tratamentos, através de testes de hipóteses paramétricos ou não paramétricos (conforme o caso), permitindo, dessa forma, a detecção de efeitos crônicos sobre o crescimento e desenvolvimento dos organismos-teste. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados foram previamente testados.

2.4.2 Parâmetros limnológicos

Para avaliar como os dados limnológicos estão distribuídos espacialmente, foi feita a ordenação dos pontos de coleta em relação aos parâmetros físicoquímicos através de uma Análise de Componentes Principais com o auxílio do software Past. Para isso, os dados foram autoescalados para a padronização das variáveis e de suas escalas de grandeza (Anexo 2).

2.4.3 Comunidade bentônica

A partir dos dados de densidade da comunidade bentônica, foram calculados os valores de riqueza, índice de dominância de Simpson e índice de diversidade de Shannon-Wiener com auxílio da software Past, a fim de permitir a compreensão das variações temporais e espaciais dos táxons.

2.4.4 Análise de Risco Ecológico

Para a realização da ARE, foi utilizada a metodologia de Jensen & Mesman (2006), desenvolvida para a análise de solos, adaptada para o sistema aquático. Esta metodologia faz a normalização dos dados de forma a poder fazer um escalonamento (ranqueamento) dos valores, que indicarão o grau de risco do sistema. Para isto, foram selecionadas linhas de evidência de riscos, caracterizadas como ecológicas (dados limnológicos, microbiológicos e da comunidade bentônica), toxicológicas (bioensaios de toxicidade) e químicas (concentrações de metais-traço). Para cada linha de evidência foi feita a normalização e o ranqueamento para cada ponto de coleta. Posteriormente fez-se uma integração dos riscos de cada linha de evidência, resultando em um risco final para cada ponto de coleta, compreendido entre 0 e 1, no qual 0 representa a ausência de risco e 1 significa risco elevado. Um maior detalhamento da metodologia adotada encontra-se no Anexo 3.

Para cada linha de evidência é necessário utilizar valores de referência que orientam o cálculo do risco. Normalmente, quando há um local no rio em condições não antropizadas, os dados deste ponto são usados como referência. No entanto, esse não foi o cenário encontrado no rio Sergipe, tendo sido observados ao longo do curso d'água diversos tipos de alterações antrópicas, especialmente a supressão da mata ciliar. Sendo assim, foram adotados os seguintes critérios para a escolha da referência das seguintes linhas de evidência; a) química: a referência foi baseada no limite máximo permitido para cada metal disposto na Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2; b) ecológica: utilizou-se o menor valor registrado para cada parâmetro dentre os pontos de coleta, e para a riqueza da comunidade bentônica o maior valor; c) ecotoxicológica: foi utilizado o controle laboratorial dos bioensaios.

3. Resultados

3.1 Dados limnológicos

A resolução CONAMA 357 de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos d'água doce, salobra e salina, bem como estabelece valores orientadores dos parâmetros físicos e químicos de acordo com seus usos preponderantes. Embora exista uma proposta de reenquadramento dos corpos d'água do estado de Sergipe, é importante considerar que a

mesma encontra-se desatualizada. Assim, os resultados das análises limnológicas serão comparados com os valores da resolução estabelecidos para classe 1 (água salobra) na região de cabeceira (ponto 1) e classe 2 (água doce) para os demais pontos de coleta, os quais estabelecem parâmetros para a preservação da biota aquática.

Os dados mostraram três trechos diferentes do rio Sergipe quanto à caracterização limnológica, principalmente no período de seca (Tabela 1, Figuras 2 e 3). O primeiro deles, formado pelos pontos 1, 2 e 3, teve como principais características as águas salobras com predominância de matéria orgânica, além das maiores concentrações de compostos iônicos e nitrogenados. Já os pontos 4 e 5 apresentaram um nível regular de qualidade de água, ficando dessa forma, numa região intermediária. Por fim, o trecho representado pelos pontos 6 e 7 foi caracterizado por uma alta turbidez e predominância de matéria inorgânica. O período de chuvas também mostrou distinção entre esses trechos, embora com uma homogeneidade maior dos dados.

Sendo assim, os valores de oxigênio dissolvido (OD) registrados ao longo do rio Sergipe são considerados superiores àqueles necessários para a manutenção da vida aquática (acima de 5 mg.L^{-1}), assim como os valores de pH, que se mantiveram entre 6 e 9. Para o material em suspensão, as maiores concentrações foram registradas durante o período de seca no ponto de coleta 1, com maior predomínio de matéria orgânica (209 mg.L^{-1}). Este alto valor está associado à elevada produção primária observada neste trecho em decorrência de águas com características lânticas e eutrofizadas (Tabela 1). Por outro lado, nos trechos mais antropizados, o maior predomínio foi de material em suspensão inorgânico, como nos pontos 6 ($107,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e 7 ($74,4 \text{ mg.L}^{-1}$), os quais também apresentaram alta turbidez no período de seca (230,33 e 185 UNT, respectivamente), com valores acima do recomendado, que é de até 100 UNT. Estes dados podem ser explicados, provavelmente, pela grande concentração de indústrias e o escoamento urbano nestes trechos (municípios de Riachuelo e Laranjeiras), além da proximidade de manguezais e tributários, que podem levar materiais suspensos até o rio.

As maiores concentrações de nutrientes também foram registradas no período de seca, especialmente no ponto 1, tendo sido observado para o nitrito um valor cerca de 72 vezes acima do estabelecido pela resolução (Tabela 1). Da mesma forma, o nitrato e o íon amônio apresentaram valores muito acima do permitido (10 mg.L^{-1} e 2 mg.L^{-1} , respectivamente) no ponto 1, caracterizando um ambiente em estado de eutrofização. É importante lembrar que esse ponto de coleta sofre influência do clima semiárido e também do regime intermitente

desse trecho do rio. Sendo assim, é possível que a redução no fluxo de água e o aumento da evaporação, como consequência das altas temperaturas, tenha levado a uma grande concentração de íons, de compostos e de matéria, o que elevou a turbidez e a condutividade no local durante o período de seca, mostrando a vulnerabilidade do sistema nessa região. Já no período das chuvas, não foram observadas grandes variações de tais parâmetros entre os diferentes pontos de coleta do rio Sergipe.

O fósforo total indicou valores ligeiramente acima do estabelecido pela resolução (até 0,1 mg.L⁻¹) nos pontos 1, 6 e 7, também no período de seca. Com relação aos íons, concentrações de sulfato acima da recomendada na resolução (até 250 mg.L⁻¹) foram registradas nas estações de coleta 1 e 2, nos dois períodos de amostragem. Já para o cloreto, considerando as duas campanhas de amostragem, todos os pontos de coleta apresentaram valores elevados, acima da concentração de 250 mg.L⁻¹ indicada pela resolução, sendo os maiores valores registrados nos trechos de cabeceira do rio, pois são águas mais salobras quando comparadas com os demais pontos de coleta.

Segundo a CONAMA 357/05, as águas doces apresentam salinidade de até 0,5‰, enquanto que valores entre 0,5 e 30‰ representam águas salobras e, acima de 30‰, águas salinas. O rio Sergipe apresentou uma grande variação no conteúdo de sais, que diminuiu sua concentração de montante para jusante. A região de cabeceira do rio, representada pelo ponto de coleta 1, apresentou águas salobras tanto no períodos quanto no período chuvoso. No geral, a salinidade foi superior durante o período seco, mostrando que as chuvas foram determinantes para a redução da concentração de sais. Consequentemente, também foi possível observar valores de condutividade superiores nesse mesmo período, em decorrência do efeito da menor diluição do sistema associada ao aumento da temperatura, que eleva as taxas de evaporação. Isso porque, com exceção do ponto 4, as temperaturas foram mais elevadas durante o período de seca, com a maior média no alto rio Sergipe, visto que este trecho está inserido na região semiárida.

Tabela 1. Parâmetros físicoquímicos e coliformes termotolerantes dos 7 pontos amostrados no rio Sergipe, nos dois períodos de coleta (OD = Oxigênio Dissolvido; NOT = Nitrogênio Orgânico Total; PT = Fósforo Total; MSI = Material em Suspensão Inorgânico; MSO = Material em Suspensão Orgânico)

	1		2		3		4		5		6		7	
	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuva</i>
Temperatura (°C)	27,73	25,57	30,73	27,40	29,50	26,57	26,57	28,53	26,70	25,20	26,81	25,43	28,13	24,60
pH	7,00	7,07	8,29	6,33	8,27	6,37	6,01	6,63	7,30	7,25	7,67	7,20	7,71	7,05
OD (mg/L)	9,47	6,78	10,13	6,90	6,77	7,00	7,76	7,00	7,53	8,26	6,80	5,70	6,85	6,84
Condutividade (mS.Cm)	33,77	17,90	20,70	8,57	24,27	8,93	3,49	5,62	2,84	2,85	1,27	1,59	3,31	1,30
Turbidez (NTU)	72,00	11,07	15,03	14,37	10,87	13,47	16,97	24,61	34,67	20,67	230,33	22,33	185,00	17,60
Salinidade	1,99	0,91	1,20	0,39	1,35	0,40	0,12	0,24	0,10	0,11	0,04	0,05	0,22	0,04
Nitrato (mg/L)	72,65	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,58
Nitrito (mg/L)	844,64	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	1,38	0,02	1,38	0,02	1,39	0,02	5,49	0,02
Amônia (mg/L)	161,20	0,13	1,63	0,13	0,00	0,13	0,24	0,13	0,25	0,13	0,15	0,13	0,00	0,25
NOT (mg/L)	3,96	0,73	1,49	0,62	1,20	0,79	0,29	0,51	0,52	0,56	1,03	0,51	0,80	0,68
PT (mg/L)	0,11	0,04	0,04	0,05	0,03	0,05	0,02	0,08	0,04	0,04	0,20	0,08	0,11	0,09
MSI (mg/L)	122,33	14,20	29,40	11,20	22,80	42,00	7,80	6,80	21,20	3,60	107,20	10,80	74,40	10,40
MSO (mg/L)	209,00	25,80	37,00	13,20	57,20	17,80	6,60	10,40	5,20	6,20	17,40	6,80	16,00	8,20
Sulfato (mg/L)	1023,89	1888,75	324,58	252,02	95,19	177,61	35,87	117,94	63,82	60,22	23,36	51,62	220,98	72,99
Cloreto (mg/L)	19240,00	7877,00	8861,00	3880,00	10630,00	3880,00	1646,00	2831,00	873,40	1249,00	420,30	512,30	3038,00	329,90
Sódio (mg/L)	10371,00	3918,38	3756,00	1650,50	5808,79	1631,99	458,61	1118,79	353,76	206,69	179,60	232,48	808,09	197,07
Colifomes (NMP/100 mL)	130	27	130	49	130	45	330	920	330	820	140	850	140	920

Em geral, os resultados de granulometria mostraram que o rio Sergipe tem uma predominância de sedimentos arenosos (areia média). O sedimento na região de cabeceira foi constituído por areia grossa e média, enquanto o médio Sergipe apresentou predominantemente areia média e o baixo Sergipe areia fina. Já os maiores valores referentes à matéria orgânica foram registrados no período da seca, especialmente no ponto 1 (5,73%), seguido pelos pontos 7 (3,60%) e 4 (1,83%).

3.2 Metais

Os resultados de metais nas amostras de água mostraram que as concentrações de alguns elementos estão acima dos valores máximos permitidos pela CONAMA 357/05 (Tabela 2), considerando os distintos limites determinados para águas doces e salobras. O cádmio foi registrado em níveis acima do recomendado, que é de até $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$, em todos os locais amostrados durante a fase de chuvas, com exceção do ponto de coleta 1 que, por ter águas salobras, tem como concentração máxima $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$. As concentrações de cobre também estão acima da indicada pela resolução (até $0,009 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas doces e $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras) nos pontos 1, 2 e 3 no período seco e em todos os pontos de coleta no período chuvoso. Já as concentrações de ferro foram superiores à resolução (até $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$) em todas as estações no período de seca, com exceção do ponto 3, enquanto que no período de cheia os valores só passaram do limite estabelecido nos pontos 1 e 4. O manganês foi detectado em concentrações elevadas (acima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$) nos pontos 1, 2, 5 e 6, no período de seca. Por fim, as concentrações de zinco, que tem valores máximos de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas doces e $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras, e também de cromo, que não podem ultrapassar $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentaram-se dentro dos limites estabelecidos pela resolução.

Tabela 2. Resultados da espectrofotometria para detecção de metais nas amostras de água do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.

Pontos de Coleta	Cádmio (mg.L ⁻¹)	Cobre (mg.L ⁻¹)	Zinco (mg.L ⁻¹)	Cromo (mg.L ⁻¹)	Ferro (mg.L ⁻¹)	Manganês (mg.L ⁻¹)
<i>Seca</i>						
1	ND	0,034	ND	0,02	0,42	0,26
2	ND	0,012	ND	0,02	0,58	0,29
3	ND	0,015	0,017	0,02	0,21	0,08
4	ND	ND	ND	0,02	0,31	0,06
5	ND	ND	ND	0,02	0,82	0,21
6	ND	ND	ND	0,02	4,86	0,35
7	ND	ND	ND	0,02	2,35	0,03
<i>Chuva</i>						
1	0,005	0,02	0,08	0,05	0,32	0,03
2	0,005	0,01	0,06	0,05	0,25	0,02
3	0,005	0,01	0,06	0,05	0,24	0,02
4	0,005	0,01	0,06	0,05	0,32	0,06
5	0,005	0,01	0,05	0,05	0,23	0,06
6	0,005	0,01	0,03	0,05	0,29	0,02
7	0,005	0,01	0,05	0,05	0,22	0,02

(*) ND = não detectado

3.3 Análise de Componentes Principais

Na análise de componentes principais (PCA) dos dados relativos ao período de seca, as duas primeiras componentes explicaram 86,9% da variância total dos dados, com formação de três grupos distintos, que foram identificados como I, II e III (Figura 2, Anexo 3). O grupo I foi representado apenas pelo ponto de coleta 1, com alto grau de dissimilaridade em relação aos demais pontos de coleta. Esse resultado era esperado, tendo em vista as grandes diferenças dos dados limnológicos observados na região de cabeceira quando comparados ao restante do rio, sobretudo no período de seca. A orientação dos vetores expressa justamente estes valores elevados, principalmente de compostos nitrogenados, cloreto, sulfato e matéria orgânica, indicando um ambiente em processo de eutrofização e com maior grau de degradação da qualidade da água.

O grupo II foi formado pelos pontos de coleta 2 e 3, os quais foram agrupados pelas concentrações de cloreto, sódio, zinco e cobre, que consequentemente elevaram os níveis de condutividade e salinidade (Figura 2). Este grupo apresentou dados limnológicos inferiores ao ponto 1, porém mais elevados que o restante do curso d'água e, por isso, pode ter seu grau de

degradação caracterizado como mediano. Por fim, o grupo III é composto pelos demais pontos de coleta (4, 5, 6 e 7) e apresentou dados menos preocupantes no que tange a qualidade das águas, indicando um nível baixo de degradação na região mais próxima à foz do rio. A análise dos três grupos em conjunto permite observar um padrão no qual há uma deterioração na qualidade das águas do rio Sergipe da montante para jusante, levando em consideração os dados do período de seca.

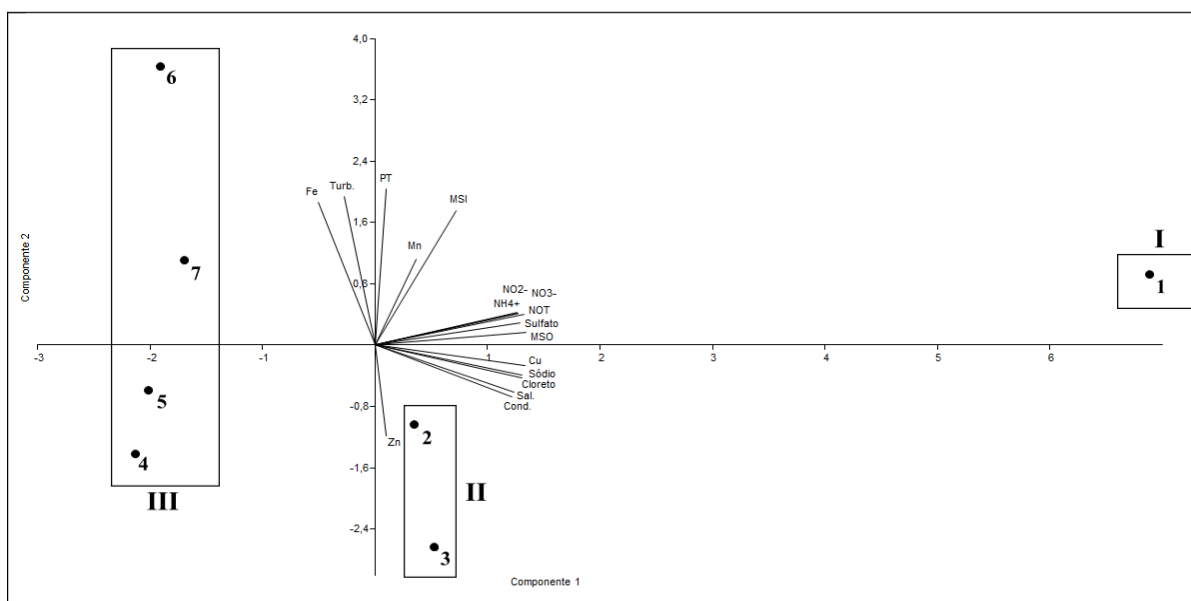


Figura 2. Análise de componentes principais (PCA) para variáveis físicoquímicas em função dos pontos de coleta do rio Sergipe, no período de seca.

Já na PCA do período de chuvas, as duas primeiras componentes explicaram 83,2% da variância total dos dados, com formação de três grupos distintos, também representados por I, II e III (Figura 3). Assim como período de seca, o ponto de coleta 1 apresentou alto grau de dissimilaridade em relação aos outros pontos de coleta, aparecendo isolado na representação gráfica dos componentes principais. Essa separação ocorreu essencialmente devido às concentrações mais elevadas de sulfato, cloreto, sódio, cobre, zinco e material orgânico em suspensão, o que também conduziu a uma maior turbidez no local e a um teor de salinidade mais alto. Apesar de valores bastantes inferiores ao período de seca, as variáveis que levaram ao isolamento da região de cabeceira na análise foram muito semelhantes, mantendo a caracterização desse trecho do rio como um ambiente em processo de eutrofização e degradação da qualidade da água.

Por outro lado, o grupo II mostrou-se ligeiramente diferente quando comparado ao período de seca, integrando os pontos de coleta 2 e 3 (Figura 3), em consequência da matéria orgânica e das elevadas concentrações de compostos iônicos nesse trecho, evidenciadas pelos valores mais altos de condutividade em relação ao trecho inferior do rio (Tabela 1). Já o grupo III integrou os pontos de coleta pertencentes à região do baixo rio Sergipe, representado pelos pontos 4, 5, 6 e 7. Esse trecho do rio, principalmente no período de chuvas, apresentou dados limnológicos que indicam um baixo grau de degradação da qualidade da água, o que pode ser explicado pelo maior aporte de águas provindas de afluentes e às maiores taxas pluviométricas devido ao clima de litoral úmido, o que pode ter reduzido as concentrações dos parâmetros analisados. Por fim, a diminuição da qualidade da água ao longo do rio, que havia sido observada durante o período de seca, também foi constatada no período chuvoso.

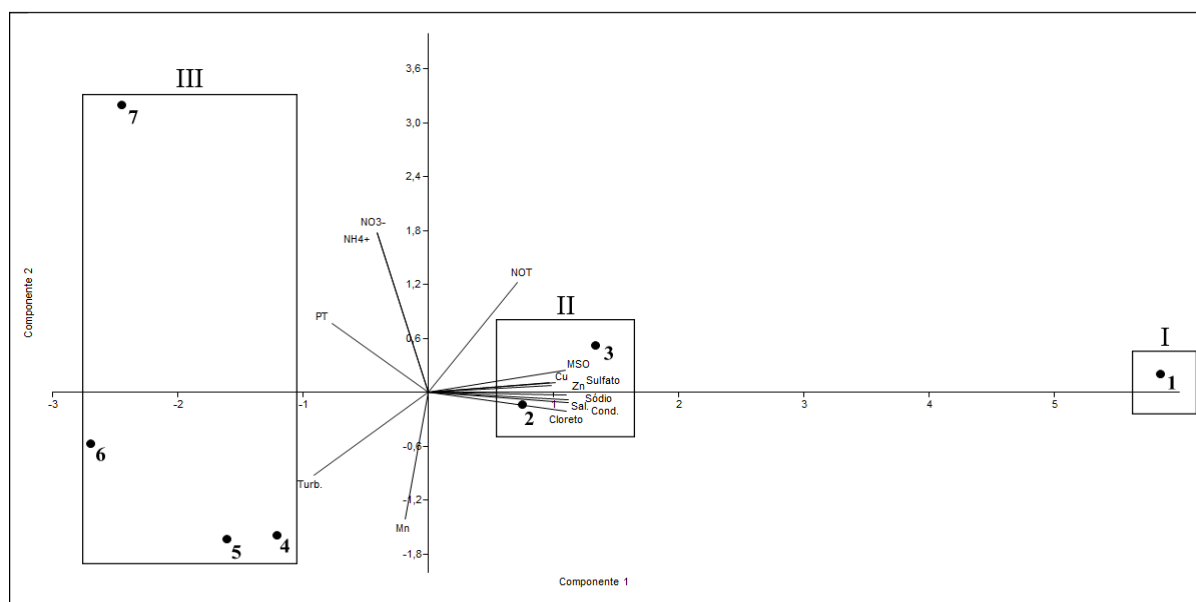


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) para variáveis físicoquímicas em função dos pontos de coleta do rio Sergipe, no período de chuvas.

3.4 Bioensaios de toxicidade

O resultado do teste de sensibilidade com o cloreto de potássio apresentou um valor de CL_{50} 48h correspondente a 448,22 mg.L⁻¹, o qual encontra-se dentro da faixa estabelecida pela carta controle com *P. reticulata*, que foi de 403,86 a 497,46 mg.L⁻¹ (Anexo 4). Da mesma forma, a homogeneidade do lote para a realização da biometria também mostrou-se

satisfatória, o que permitiu a realização dos testes de toxicidade e posteriores análises (Anexo 5).

A avaliação da sobrevivência nos bioensaios com juvenis de *P. reticulata* indicou uma diferença significativa das amostras de água do ponto de coleta 1, no período de seca, em relação ao controle laboratorial ($p < 0,05$), caracterizando efeito tóxico agudo (Tabela 3). Em contrapartida, as amostras de água das demais estações de coleta no período seco, assim como todas do período chuvoso, não afetaram a sobrevivência dos indivíduos. Já para o sedimento verificou-se que não houve diferença significativa em relação ao controle laboratorial para nenhum período de coleta ($p > 0,05$), portanto, não sendo considerado tóxico (Tabela 4).

Tabela 3. Resultados de sobrevivência no teste de toxicidade crônica de curta duração com juvenis de *Poecilia reticulata* expostos às amostras de água do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.

Pontos de Coleta	Sobrevivência (%)	Toxicidade
<i>Seca</i>		
Controle	95	Aceito
1	0	T
2	100	NT
3	90	NT
4	80	NT
5	100	NT
6	100	NT
7	95	NT
<i>Chuva</i>		
Controle	100	Aceito
1	80	NT
2	95	NT
3	95	NT
4	90	NT
5	95	NT
6	100	NT
7	95	NT

T= Tóxico. NT = Não tóxico. Fischer ($p < 0,05$)

Tabela 4. Resultados de sobrevivência no teste de toxicidade crônica de curta duração com juvenis de *Poecilia reticulata* expostos ao sedimento do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.

Pontos de Coleta	Sobrevivência (%)	Toxicidade
<i>Seca</i>		
Controle	95	Aceito
1	100	NT
2	100	NT
3	95	NT
4	100	NT
5	85	NT
6	100	NT
7	#	#
<i>Chuva</i>		
Controle	100	Aceito
1	100	NT
2	90	NT
3	100	NT
4	85	NT
5	95	NT
6	95	NT
7	95	NT

NT = Não tóxico. Fischer ($p < 0,05$) # Não realizado

Com relação aos parâmetros de biometria, obtidos após a realização do bioensaio de toxicidade, foi observada uma diferença significativa no comprimento padrão dos peixes expostos às amostras de água do ponto 1 no período de chuvas ($p < 0,05$), quando comparado ao controle laboratorial (Tabela 5). Entretanto, essa diferença significativa é atribuída ao maior ganho de peso e comprimento dos mesmos, quando comparados ao controle laboratorial. As demais amostras de água do período chuvoso, assim como todas do período de seca, não apresentaram diferenças estatísticas tanto na análise do comprimento quanto do peso total dos indivíduos.

Para o sedimento, os juvenis de *P. reticulata* não apresentaram diferenças significativas no peso ou comprimento quando expostos às amostras do período de seca. Já no período chuvoso, as análises apontaram alterações significativas no comprimento padrão dos organismos-teste expostos às amostras dos pontos de coleta 1, 2 e 7 ($p < 0,05$), indicando efeito crônico que causou uma redução no comprimento dos peixes (Tabela 6). O peso total, por outro lado, não sofreu alteração estatística para as amostras de nenhuma estação de coleta.

Tabela 5. Relação peso/comprimento de juvenis de *Poecilia reticulata* expostos às amostras de água do rio Sergipe nos dois períodos de coleta.

Pontos de coleta	Comprimento (mm) \pm DP	Peso (g) \pm DP
<i>Seca</i>		
Controle	8.23 \pm 1,27	0,01449 \pm 0,008
2	8.31 \pm 1,14	0,01956 \pm 0,024
3	8.43 \pm 1,29	0,01408 \pm 0,008
4	8.06 \pm 1,50	0,01420 \pm 0,010
5	8.4 \pm 1,40	0,01492 \pm 0,008
6	7.86 \pm 1,27	0,01240 \pm 0,007
7	7.96 \pm 1.42	0.01464 \pm 0.008
<i>Chuva</i>		
Controle	8,05 \pm 1,34	0,01265 \pm 0,009
1	9,45 \pm 1,35*	0,01980 \pm 0,009
2	9,00 \pm 1,39	0,01950 \pm 0,010
3	8,80 \pm 1,26	0,01370 \pm 0,011
4	8,80 \pm 1,33	0,01785 \pm 0,009
5	8,40 \pm 1,16	0,01440 \pm 0,015
6	8,85 \pm 1,38	0,01780 \pm 0,010
7	8,40 \pm 1,21	0,01730 \pm 0,006

(*) valores de $p < 0,05$

Tabela 6. Relação peso/comprimento de juvenis de *Poecilia reticulata* expostos às amostras de sedimento do rio Sergipe nos dois períodos de coleta.

Pontos de coleta	Comprimento (mm) \pm DP	Peso (g) \pm DP
<i>Seca</i>		
Controle	9.92 \pm 1.23	0,02168 \pm 0.008
1	9.55 \pm 1.62	0,01790 \pm 0.013
2	9.29 \pm 1.33	0,01480 \pm 0.006
3	9.73 \pm 0.97	0,01626 \pm 0.007
4	10.18 \pm 0.97	0,02341 \pm 0.006
5	9.74 \pm 1.44	0,02020 \pm 0.010
6	10.04 \pm 1.79	0,02073 \pm 0.015
<i>Chuva</i>		
Controle	7,95 \pm 0,97	0,00975 \pm 0,003
1	6,95 \pm 0,77 *	0,00750 \pm 0,002
2	7,00 \pm 0,68 *	0,00805 \pm 0,004
3	7,45 \pm 0,96	0,00855 \pm 0,004
4	7,50 \pm 0,66	0,01010 \pm 0,004
5	7,40 \pm 0,90	0,00780 \pm 0,004
6	7,20 \pm 0,60	0,00870 \pm 0,003
7	6,80 \pm 0,68 *	0,00810 \pm 0,004

(*) valores de $p < 0,05$

3.5 Comunidade bentônica

Foi registrado um total 13 táxons, sendo 9 da classe Insecta, seguida por Oligochaeta e Gastropoda, definindo assim as três classes dominantes encontradas (Tabela 7). Do ponto de vista temporal, o período de seca foi o que apresentou a maior riqueza (13) quando comparado com o período de chuva (7). Os principais responsáveis por essa riqueza de táxons são os insetos dípteros, representados por seis famílias (Diptera sp, Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae, Tabanidae e Tipulidae), das quais apenas Chironomidae e Ceratopogonidae foram registradas também no período de chuvas. É importante destacar a elevada densidade da espécie *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774), um gastrópode invasor, especialmente nos pontos 2 e 4 na época de seca, além da sua dominância no ponto 1 no período chuvoso (Tabela 8).

Tabela 7. Densidade numérica (ind/m²) dos principais grupos de organismos da comunidade bentônica registrados nos 7 pontos de coleta do rio Sergipe, durante os períodos de amostragem.

Taxa	1	2	3	4	5	6	7	TOTAL
<i>Seca</i>								
<i>M. tuberculata</i>	7987	15325	7662	15065	195	0	0	46234
<i>B. glabrata</i>	65	0	0	130	0	0	0	195
Oligochaeta	0	584	0	1688	0	5649	649	8570
Diptera sp	0	0	0	0	0	1688	0	1688
Chironomidae	65	130	65	2143	0	130	0	2533
Ceratopogonidae	1039	65	1234	4286	0	0	0	6624
Odonata	0	0	0	65	130	0	0	195
Empididae	0	65	0	0	0	0	0	65
Tabanidae	65	0	0	0	0	0	0	65
Tipulidae	65	0	0	0	0	0	0	65
Gyrinidae	130	0	0	0	0	0	0	130
Nematoda	0	0	0	0	0	0	65	65
Crustacea	0	0	0	0	0	0	195	195
TOTAL	9415	16169	8961	23377	325	7467	974	66688
<i>Chuva</i>								
<i>M. tuberculata</i>	6412	4459	1359	36178	0	0	0	48408
<i>B. glabrata</i>	0	0	0	212	0	0	42	254
Oligochaeta	0	5435	3779	382	637	637	0	10870
Chironomidae	0	4289	9002	340	340	0	0	13971
Ceratopogonidae	0	85	0	0	42	0	0	127
Odonata	0	42	42	127	85	0	0	296
Gyrinidae	0	0	0	0	85	0	0	85
TOTAL	6412	14310	14183	37240	1189	637	42	74013

No ponto de coleta 1 foi registrada a maior riqueza do sistema, com um total de 7 táxons, seguido pelo ponto 4 (6 táxons), ambos no período de seca (Tabela 8). Por outro lado, os menores valores de riqueza foram observados nos pontos 1, 6 e 7 durante o período chuvoso, nos quais foram registrados apenas um táxon (Tabela 7). Consequentemente, nesses locais a diversidade foi 0 e a dominância absoluta (1) destes táxons. Em sequência, os maiores valores de dominância foram observados no ponto 4 (0,94), no período de chuvas, e no ponto 2 (0,90), durante a seca, em ambos os casos devido à densidade muito superior de *M. tuberculata*. Consequentemente, estes locais onde a espécie foi dominante apresentaram baixos valores de diversidade sendo 0,36 bits/ind para o ponto 2 no período seco, e 0 e 0,24 bits/ind para os pontos 1 e 4, respectivamente, no período chuvoso. Os maiores índices de

diversidade, por sua vez, foram registrados nos pontos 5 (1,71 bits/ind) e 2 (1,64 bits/ind), durante as chuvas.

Tabela 8. Valores de riqueza (R), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (bits/ind) e dominância (D) registrados nos sete pontos de coleta do rio Sergipe, nos dois períodos de amostragem.

Pontos de coleta	1	2	3	4	5	6	7
Índices	<i>Seca</i>						
R	7	5	3	6	2	3	4
H'	0,83	0,36	0,63	1,5	0,96	0,88	1,37
D	0,73	0,9	0,75	0,46	0,52	0,62	0,49
	<i>Chuva</i>						
R	1	5	4	5	5	1	1
H'	0	1,64	1,27	0,24	1,71	0	0
D	1	0,33	0,48	0,94	0,38	1	1

Quando analisados os valores agrupados de riqueza entre os trechos do alto, médio e baixo rio Sergipe, é possível observar, no período de seca, uma redução gradativa do número de táxons da montante para à jusante (Tabela 9). Já no período de chuvas, as trombas d'água, típicas nessa região, provavelmente interferiram na estruturação dos *habitats*, diminuindo a fixação das espécies na região de cabeceira, especialmente no ponto 1. A densidade foi maior no médio rio Sergipe tanto no período de seca quanto no de chuvas (32338 e 51421 ind/m², respectivamente), devido principalmente às grandes densidades de *M. tuberculata* registradas nesse trecho. Já o baixo rio Sergipe apresentou a menor densidade de indivíduos nas duas coletas (8376 e 1868 ind/m²), com uma densidade menor de *M. tuberculata* (195 ind/m²) quando comparada aos outros trechos e predominância de *Oligochaeta* tanto na seca (6298 ind/m²) quanto nas chuvas (1274 ind/m²) (Tabela 7).

Tabela 9. Valores de riqueza (R), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (bits/ind) e densidade numérica (ind/m²) para os diferentes trechos do rio Sergipe, nos dois períodos de coleta.

<i>Seca</i>			
	Alto	Médio	Baixo
R	9	6	5
H'	0,62	1,32	1,05
Densidade	25585	32338	8376
<i>Chuva</i>			
	Alto	Médio	Baixo
R	5	5	6
H'	1,51	1,12	1,47
Densidade	20722	51421	1868

3.6 Análise de Risco Ecológico

Comparando a ARE obtida entre os dois períodos de coleta e corroborando os resultados limnológicos e ecotoxicológicos até então apresentados, observa-se que o período de seca exibiu um maior risco quando comparado com o chuvoso, tendo sido observados os riscos de moderado (entre 0,50 e 0,75) a elevado ($>0,75$) na maior parte dos pontos de coleta (1, 5, 6 e 7). Já no período chuvoso, os pontos 1, 6 e 7 apresentaram risco moderado, e todos os demais ficaram classificados com risco baixo ($<0,50$) (Figuras 4 e 5).

Dessa forma, no período de seca, observou-se que o risco integrado foi mais baixo na porção intermediária do rio (0,33 a 0,40), com valores mais altos nas regiões de cabeceira (0,64) e mais próxima à foz (0,78 e 0,68) (Figura 6). O ponto 6 foi o único a apresentar risco elevado (0,78), com grande contribuição da linha de evidência química (0,97) e também ecológica (0,78). Já o ponto 4 foi o que representou o menor risco integrado, apresentando um baixo risco (0,33) e risco químico ausente (0,14).

Analisando as linhas de evidência isoladamente, é possível notar risco químico elevado nos pontos 2 (0,83), 5 (0,75) e 6 (0,97). Já a linha de evidência ecotoxicológica não apresentou risco elevado para nenhum ponto de coleta, sendo o pior panorama classificado como moderado apenas no ponto 1 (0,64). A linha de evidência ecológica, por sua vez, apresentou risco elevado apenas no ponto 6 (0,78) e baixo risco nos pontos 2 (0,40), 3 (0,46) e 4 (0,42).

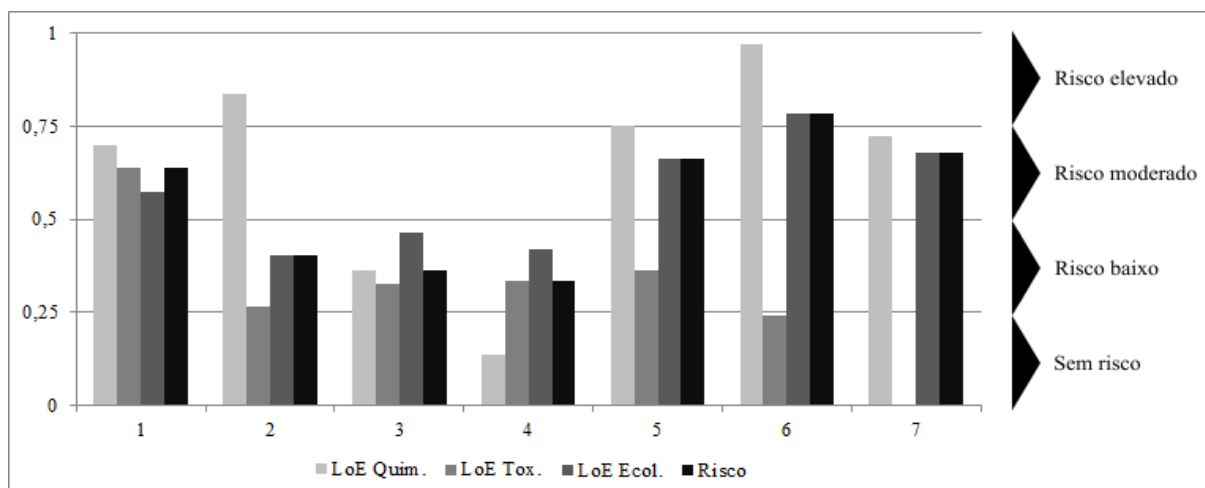


Figura 4. Valores de risco associados às linhas de evidência química (LoE Quim.), ecotoxicológica (LoE Tox.) e ecológica (LoE Ecol.), além do risco integrado final para sete pontos de amostragem do rio Sergipe, no período de seca.

No período das chuvas, o pior panorama de risco foi verificado no ponto de coleta 1 (0,65), constituindo em um risco moderado, com contribuições relevantes de todas as linhas de evidência, sendo o maior valor referente à linha de evidência ecológica (0,68) (Figura 7). Já o menor risco foi novamente do ponto de coleta 4 com um baixo risco integrado (0,36), apesar da grande contribuição da linha de evidência química (0,67).

Analisando as linhas de evidência separadamente, foi verificado risco químico moderado em todos os pontos de coleta, sendo o maior valor registrado no ponto 4 (0,67). Já a linha de evidência ecotoxicológica mostrou um risco baixo para quase todos os locais, com exceção do ponto 6, onde foi verificada ausência de risco (0,08). Por fim, o risco ecológico foi moderado para os pontos 1,6 e 7 e baixo para os demais pontos, sendo o menor valor apresentado pelo ponto 4 (0,36).

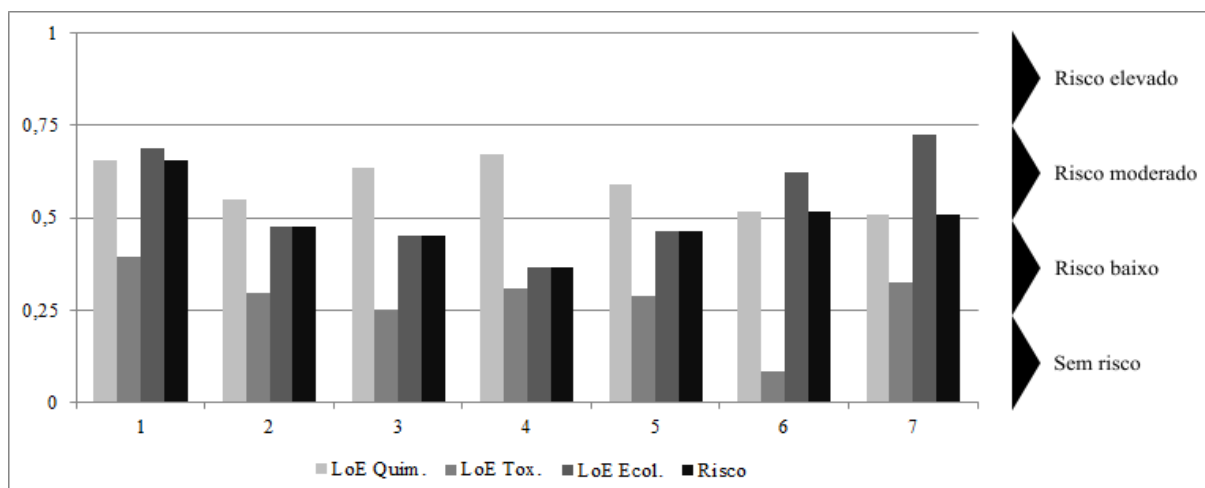


Figura 5. Valores de risco associados às linhas de evidência química (LoE Quim.), ecotoxicológica (LoE Tox.) e ecológica (LoE Ecol.), além do risco integrado final para sete pontos de amostragem do rio Sergipe, no período chuvoso.

4. Discussão

4.1 Dados limnológicos e ecotoxicológicos

A partir dos resultados apresentados, é possível inferir que o rio Sergipe encontra-se atualmente dividido em três grupos distintos quanto a caracterização de suas águas. No geral, a região do alto rio Sergipe parece estar sob a condição mais vulnerável, levando em consideração as elevadas concentrações de compostos iônicos e nitrogenados observadas nesse trecho, sobretudo na região de cabeceira. Além disso, os valores referentes aos compostos nitrogenados indicam um ambiente em processo de eutrofização, o que deixa o sistema ainda mais vulnerável durante o período de seca, no qual as águas desse trecho apresentam características lênticas devido à influência do regime intermitente.

Os resultados dos bioensaios com *P. reticulata* dão suporte a esses dados e mostram o quanto são críticos do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que a exposição às amostras de água do ponto 1 no período de seca levou à mortalidade de todos os organismos-teste. Os principais responsáveis por esta resposta parecem ter sido a amônia e o nitrito, os quais são tóxicos para os peixes mesmo em baixas concentrações (Person-Le Ruyet et al. 1995; Martinez et al. 2006). Os valores de CL_{50} (48 e 96h) de amônia para peixes descritos na literatura variam de 0,56 a 2,37 mg.L⁻¹ de amônia total (Environment Canada 1999). Já a CL_{50} (96h) para *P. reticulata* encontrada na literatura é de, em média, 30,2 mg.L⁻¹ (Doleželová et

al. 2011). O ponto de coleta 1 apresentou uma concentração de íon amônio 68 vezes acima do maior valor de CL₅₀ para amônia total e 28 vezes o valor médio de CL₅₀ para o nitrito encontrados na literatura, sugerindo serem os responsáveis pela mortalidade dos organismos-teste.

A redução no comprimento padrão dos organismos-teste observada nos indivíduos expostos às amostras de sedimento dos pontos 1, 2 e 7, no período de chuvas, ocorreu possivelmente em decorrência da presença de compostos químicos não avaliados no presente estudo. Vale ressaltar que na região de cabeceira o uso do solo, em sua maior parte, se dá por monocultura de milho, cuja aplicação de agrotóxicos e/ou demais insumos agrícolas pode ter ocasionado a contaminação do sedimento via *runoff*. Essa condição pode ter sido agravada pelo desmatamento da vegetação ripária, suprimida justamente para o estabelecimento da agricultura e também de pastagens, o que favorece a lixiviação de substâncias que chegam às águas do rio com mais facilidade (Bleich et al. 2009). Por outro lado, a exposição às amostras de água do período chuvoso no ponto de coleta 1 resultou no aumento do comprimento padrão dos indivíduos. Novelli et al. (2016) observaram um efeito de aumento no crescimento de *Danio rerio* expostos ao *runoff* contaminado, utilizando concentrações subletais do agrotóxico Vertimec®. De maneira semelhante, Campagna et al. (2007) avaliaram os efeitos de aldrin e do heptacloro no crescimento de *D. rerio*, constatando um aumento de crescimento dos indivíduos expostos a doses intermediárias das substâncias. Segundo os autores, é possível que os peixes usem o agrotóxico, em concentrações subletais, como uma fonte de energia adicional para o crescimento. Sendo assim, no presente estudo, as chuvas podem ter favorecido a lixiviação de agrotóxicos, facilitada pela ausência de mata ciliar, e contaminado as águas do local, causando esse efeito de aumento significativo no crescimento em *P. reticulata*.

As águas do alto rio Sergipe foram classificadas como salobras, com teores de salinidade mais elevados na região de cabeceira, sobretudo no período de seca e especialmente no ponto de coleta 1. Na ausência de influências antrópicas, a salinidade em regiões não costeiras pode ter origem na erosão da bacia, que é uma função tanto da geologia como da precipitação, e nas pequenas quantidades de sais dissolvidos na água da chuva, como consequência da evaporação da água do mar (Cañedo-Argüelles et al. 2013). Já a salinização antrópica (secundária) pode ter origem em atividades como a mineração, irrigação e descarga de efluentes industriais, constituindo uma crescente ameaça global (Williams 2006; Cañedo-Argüelles et al. 2013; Szocs et al. 2014), pois pode afetar os sistemas aquáticos de diferentes

maneiras, incluindo efeitos tóxicos diretos, alterações nos processos químicos e a perda de habitats nos rios, na vegetação ripária e na bacia hidrográfica adjacente (Horrigan et al. 2005). A irrigação tem sido considerada como uma das principais causas da salinização secundária, especialmente nas regiões áridas e semiáridas, onde a produção agrícola consome grandes quantidades de água (Cañedo-Argüelles et al. 2013). Isso porque as culturas absorvem apenas parte dos sais da água de irrigação, gerando concentrados de sais e tornando a água do solo mais salina, a qual pode ser lixiviada através de *runoff* e chegar aos rios (Lerotholi et al. 2004; Cañedo-Argüelles et al. 2013). No caso do rio Sergipe, nos municípios de Carira, Nossa Senhora da Glória e até parte de Nossa Senhora Aparecida, localizados no alto Sergipe, era possível observar monocultura de milho no período das chuvas, porém não havia irrigação. A explicação se dá, provavelmente, por conta das rochas cristalinas que, quando em contato prolongado com a água no subsolo, leva a um processo de salinização (Carvalho 2000). Na região do alto rio Sergipe, especificamente, há prevalência de rochas cristalinas (SRH 2002), e as águas subterrâneas que alimentam os afluentes da bacia podem estar chegando ao rio com uma elevada quantidade de sais. Além disso, efeitos diretos da erosão do solo podem aumentar a salinidade no local (Cañedo-Argüelles et al. 2013). Somada à composição do solo, as demais características do semiárido, tais como o regime irregular de chuvas, o déficit hídrico, as elevadas temperaturas e consequentes as altas taxas de evaporação fazem com que esta região seja muito vulnerável à salinização, sobretudo no período seco. Sendo assim, a concentração de sais no rio Sergipe diminui de montante para jusante em consequência do aporte de águas com baixa salinidade provenientes do trecho inferior da bacia hidrográfica, onde a incidência de chuvas é maior e o tipo de solo é diferente, formado principalmente por rochas sedimentares (SRH 2002).

A região do médio rio Sergipe apresentou uma condição intermediária de qualidade das águas, com concentrações mais baixas de sulfato e cloreto se comparadas às da região de cabeceira, mas ainda assim preocupantes por estarem muito acima dos valores recomendados pela CONAMA 357/05. O sulfato pode ocorrer naturalmente através da dissolução dos solos e rochas e pela oxidação do sulfeto, enquanto que suas principais fontes antrópicas são os esgotos domésticos e os efluentes industriais (CETESB 2009). Já o cloreto, registrado em elevadas concentrações em todos os locais amostrados, nos dois períodos, tem como principal fonte em águas superficiais as descargas de esgotos sanitários (CETESB 2009). Um diagnóstico preliminar na bacia hidrográfica do rio Sergipe já apontava a gravidade dos problemas ambientais na região devido ao precário sistema de saneamento, à ausência de

aterros sanitários e aos desmatamentos verificados em todos os municípios (SRH 2002). O adensamento populacional no entorno do rio Sergipe, bem como no de seus afluentes, e a ampliação do número de indústrias e empreendimentos agropecuários, aumentam a lista de problemas na região. Como consequência, o descarte inadequado de resíduos provenientes destas atividades vem levando à degradação da qualidade da água ao longo da bacia (Araújo 2006; Aguiar Netto e Moura-Jr 2011).

Em geral, os dados limnológicos apresentados neste trabalho caracterizam a região do baixo rio Sergipe como ligeiramente poluída, apresentando o menor grau de degradação do sistema como um todo, provavelmente em função de uma maior diluição das águas devido à contribuição dos numerosos tributários e do índice pluviométrico elevado quando comparado aos outros trechos do rio, como consequência do clima de litoral úmido. No entanto, ao analisar os dados ecotoxicológicos, nota-se que o sedimento do ponto 7 apresentou efeito tóxico crônico ao organismo-teste no período de chuvas, em que houve redução do comprimento padrão dos peixes. Os dados contidos neste trabalho não são capazes de justificar tal resultado, no entanto, é importante lembrar que o ponto de coleta 7 está a jusante de uma grande área urbana e recebe uma carga de poluentes oriundos de toda a bacia hidrográfica, os quais podem ser depositados no sedimento. Além de estar situado em uma área rural próxima as fábricas de cimento, no município de Laranjeiras (SE), bem como numa região com exploração agropecuária de pastagens e monocultura de cana de açúcar. Além disso, há uma série substâncias que não foram analisadas neste estudo, mas que podem estar afetando o ecossistema de diversas maneiras, como é o caso dos agrotóxicos. Essa é justamente uma das funções dos ensaios ecotoxicológicos, os quais permitem verificar as respostas de organismos-teste frente à exposição de misturas de agentes tóxicos, nem sempre identificados em sua totalidade.

4.2 Comunidade bentônica

A maior riqueza da comunidade bentônica foi registrada durante o período de seca, corroborando com os estudos de Abílio et al. (2007) e de Rocha et al. (2012), realizados em rios intermitentes do semiárido brasileiro. Isso pode estar associado ao fato de que a ausência das inundações aumenta a estabilidade do substrato e da biota associada, e um ambiente estável pode conter mais nichos e, consequentemente, proporcionar a fixação e colonização de mais espécies (Margalef 1958; Extence 1981).

Estudos realizados em rios do semiárido brasileiro indicaram uma predominância de organismos da classe Insecta (Maltchik 1999; Abílio et al. 2007; Farias et al. 2012). Embora os insetos não tenham sido os organismos mais abundantes ao longo do rio Sergipe, estes formaram um grupo bastante diverso, com um total de nove táxons. No entanto, alguns grupos observados no período de seca não foram registrados durante a fase de chuvas, sobretudo no alto rio Sergipe. Maltchik (1999) sugeriu que o período de chuvas pode agir como um mecanismo de eliminação destes organismos, chegando a eliminar totalmente os indivíduos após um evento de cheia. Por outro lado, alguns grupos apresentam alta resiliência, como é o caso dos Chironomidae, registrados em grande densidade no rio Sergipe durante os dois períodos. Muitas espécies de Chironomidae possuem estratégias para resistir à dessecação e sobreviver em diferentes condições ambientais, fazendo com que sejam frequentemente registrados em rios de regiões semiáridas (Suemoto et al. 2004). Além disso, trata-se do grupo de maior abundância e diversidade entre as famílias de insetos aquáticos em ecossistemas continentais, pois ocupam uma ampla variedade de nichos (Bazzanti et al. 1997)

É importante destacar, também, a presença em densidades elevadas do gastrópode *M. tuberculata*, uma espécie invasora frequentemente registrada em ambientes lóticos, onde é encontrada parcialmente enterrada no substrato (Vaz et al. 1986; Lima et al. 2013). Estes organismos têm uma grande tolerância a variações no ambiente, sendo capazes de resistir à dessecação (Facon et al. 2004) e tolerar importantes variações de temperatura e salinidade (Mitchell e Brandt 2005; Bolaji et al. 2011), além de serem encontrados tanto em ambientes não antropizados (Cruz-Ascencio et al. 2003; Santos et al. 2003; Souto et al. 2011) quanto em ambientes impactados (França et al. 2007; Santos et al. 2007). Essa alta capacidade de adaptação pode explicar a dominância absoluta da espécie durante o período de chuvas no ponto de coleta 1, onde nenhum outro táxon foi registrado e foram observadas as maiores variações nos parâmetros analisados, provavelmente devido à influência da intermitência no local. A espécie já havia sido registrada, inclusive, em outro rio intermitente do semiárido brasileiro (Abílio et al. 2007).

O fato de ser iterópara, vivípara e capaz de reproduzir-se por partenogênese, faz com que *M. tuberculata* seja uma espécie altamente prolífera, capaz de formar grandes agregados e afetar a dinâmica dos processos ecológicos e a estrutura dos ecossistemas (Santos et al. 2007; Latini et al. 2016), causando a degradação de habitats, o deslocamento da fauna nativa e até mesmo eliminação de espécies nativas (Guimarães et al. 2001; Fernandez et al. 2003; Giovaneli et al. 2005; Santos et al. 2007). Isso torna o registro deste organismo preocupante,

pois a disseminação de espécies exóticas tem sido considerada uma das maiores causas da perda de biodiversidade em ambientes aquáticos (Lodge et al. 1998; Young et al. 2017). No caso do rio Sergipe, a espécie foi observada nos diferentes trechos do curso d'água, apresentando densidades muito elevadas em alguns pontos de coleta. Além disso, a presença de *M. tuberculata* pode estar sendo responsável pela redução da espécie de gastrópode nativa *Biomphalaria glabrata* (Say 1818), visto que há a possibilidade de competição entre estas espécies (Pointier 1993). Neste estudo, elas só coexistiram nos pontos 1 e 4, sendo que *B. glabrata* apareceu com uma abundância muito inferior à espécie invasora. É provável, portanto, que *M. tuberculata* esteja exercendo uma pressão sobre a população de *B. glabrata* neste ambiente. Ainda, é importante considerar os riscos da presença desta espécie invasora para a saúde pública, pois trata-se de um organismo que pode atuar como hospedeiro intermediário de trematódeos (Vaz et al. 1986; Latini et al. 2016), comumente encontrados em sistemas temporários (Blaustein e Schwartz 2001).

Os rios intermitentes foram deixados de lado por muito tempo pela ciência e apenas recentemente foram incluídos nos tópicos de estudo de ecologia de rios, fazendo com que muitos deles ainda não sejam reconhecidos pelas políticas de gestão nem incluídos em programas de monitoramento ambiental (Tooth 2000; Datry et al. 2011). Isso deve-se também ao fato de que, por muito tempo, acreditou-se que estes rios possuíam baixa biodiversidade e poucos valores ecológicos (Datry et al. 2014). Embora alguns estudos em sistemas intermitentes fora do Brasil indiquem que eles podem apresentar uma diversidade mais baixa de espécies (Rosario e Resh 2000; Arab et al. 2004; Arscott et al. 2010), neles estão presentes comunidades bióticas únicas e, mesmo quando secos, estes leitos desempenham papel fundamental como bancos de sementes e ovos para a biota aquática (Williams 2006; Steward et al. 2012). Além disso, a biodiversidade no semiárido brasileiro é consideravelmente elevada se comparada com outras regiões secas do mundo (Leal et al. 2003; Simões et al. 2008). Neste trabalho, o alto rio Sergipe apresentou, no período de seca, riqueza superior ao restante do curso d'água, de regime perene. É possível que a segregação espacial que ocorre em alguns leitos sob influência da intermitência resulte numa maior diversidade de táxons de organismos bentônicos (Farias et al. 2012). Isso pode acontecer pois os eventos extremos de seca e fluxo de água controlam o arranjo espacial e mantêm a heterogeneidade do habitat, exercendo uma pressão seletiva sobre as populações e ditando o sucesso de diferentes espécies (Resh et al. 1988; Maltchik e Medeiros 2006; Datry et al. 2016). Ainda, a formação de poças temporárias faz com que estes locais sirvam de refúgio para muitos animais e

plantas, contribuindo para o aumento produtividade e para a manutenção da biodiversidade no ambiente (Maltchik 1999).

O debate sobre rios intermitentes também levanta uma importante questão sobre algumas teorias ecológicas de rios, as quais partem do princípio da conectividade longitudinal, lateral e vertical dentro do sistema (Vannote et al. 1980; Townsend 1989; Stanford e Ward 1993). Nos rios intermitentes, o período de seca interrompe essa conectividade hidrológica (Gasith e Resh 1999), fragmentando o ambiente em poças d'águas, que formam sistemas menores com suas próprias características estruturais e funcionais (Lake 2003). Portanto, muitos conceitos utilizados para compreender o funcionamento de cursos d'água não se aplicam totalmente à dinâmica dos rios intermitentes (Simões et al. 2008). A perspectiva de Poole (2002), no entanto, parece ser útil para a compreensão desse tipo de ecossistema. De acordo com o autor, os rios são compostos de segmentos descontínuos onde a comunidade responde às características locais da paisagem fluvial, como acontece nas poças d'água temporárias.

O desenvolvimento de trabalhos em diferentes continentes têm contribuído para a compreensão destes ecossistemas em países como Austrália (Bunn et al. 2006; Bond et al. 2008; Sheldon et al. 2010), Canadá (Buttle et al. 2012), Argélia (Arab et al. 2004), África do Sul (Davies et al. 1994) e países do mediterrâneo (Pires et al. 2000; Chu et al. 2008; Skoulidakis et al. 2017). No Brasil, o número de estudos tem crescido bastante, sendo possível encontrar importantes trabalhos sobre as respostas de comunidades às variações desse tipo de ambiente (Maltchik 1999; Maltchik e Florin 2002; Pedro et al. 2006; Medeiros et al. 2008; Simões et al. 2008; Farias et al. 2012; Rocha et al. 2012). Como as alterações no fluxo d'água de um rio podem induzir uma variedade de respostas ecológicas (Bunn e Arthington 2002), compreender estas variações hidrológicas naturais e sua importância para a proteção da biodiversidade é essencial, além de um grande desafio para os cientistas e gestores (Arthington et al. 2006; Maltchik e Medeiros 2006). Se a influência destes processos ecológicos não for reconhecida, principalmente em leitos intermientes, estes cursos d'água estarão sob ameaça de alterações nos padrões de fluxo de água e, conseqüentemente, poderão sofrer perda de espécies (Maltchik e Medeiros 2006; Steward et al. 2012).

4.3 Análise de Risco Ecológico

O período de seca apresentou valores de risco integrado superiores ao período chuvoso, com níveis de risco moderado a elevado na maior parte das estações de coleta (pontos 1, 5, 6 e 7) e baixo nas demais (2, 3 e 4). O risco elevado no ponto de coleta 6 teve como maior responsável a linha de evidência química, provavelmente em decorrência da alta concentração de ferro registrada nesse local, 16 vezes acima da permitida pela resolução. Além disso, a baixa riqueza de táxons registrada nesse ponto elevou o risco ecológico e contribuiu com o risco final. O ponto 5, por sua vez, apresentou risco moderado com grande contribuição da linha de evidência química, devido às altas concentrações de ferro e manganês, e também da linha ecológica, em decorrência da baixa riqueza registrada no local, com apenas dois táxons. Já o ponto 7, também exposto a um risco moderado, pode ter seu risco químico explicado pela alta concentração de ferro, e seu risco ecológico justificado pelos valores elevados de cloreto e nitrito.

Apesar dos dados limnológicos terem apresentados valores muito elevados no ponto de coleta 1 no período de seca, a linha de evidência ecológica apresentou risco moderado ao local devido à baixa concentração de coliformes e à maior riqueza de táxons em relação ao restante do rio. A maior contribuição acabou sendo da linha de evidência química, também com risco moderado, visto que foram registrados valores acima da resolução para os metais cobre, ferro e manganês. Em seguida veio o risco ecotoxicológico moderado, o maior entre os pontos de coleta no período de seca, como consequência da toxicidade aguda nos bioensaios com *P. reticulata*. Dessa forma, a análise de risco dividiu o eixo longitudinal do rio Sergipe em três trechos: a região de cabeceira (ponto 1), com risco moderado; o médio Sergipe (pontos 2 e 3) com risco baixo; e a região de foz (pontos 5, 6 e 7) com os valores de risco mais altos.

No período chuvoso, os valores de risco também ficaram divididos em trechos ao longo do rio: risco moderado na região de cabeceira (ponto 1), risco baixo no médio Sergipe (pontos 2, 3, 4 e 5) e risco moderado no baixo Sergipe (pontos 6 e 7). Os valores relativamente elevados da pressão química no médio rio Sergipe podem ser explicados pelas concentrações de cádmio e cobre, as quais encontram-se acima do indicado pela resolução, além da grande concentração de ferro no ponto de coleta 4. O valor de risco mais alto foi registrado no ponto de coleta 1, exposto a um risco moderado com grande contribuição da linha de evidência ecológica, o que pode ser explicado pelos dados limnológicos já discutidos e também pela baixa riqueza, sendo a espécie invasora *M. tuberculata* o único táxon

registrado. Já os menores níveis de risco foram apresentados pela linha de evidência ecotoxicológica, com baixo risco para a maioria dos pontos de coleta exceto o ponto 6, que não indicou risco. Ainda assim, o maior valor foi registrado no ponto 1, onde os resultados da biometria indicaram efeito tóxico tanto para as amostras de água quanto de sedimento. Os bioensaios ecotoxicológicos foram fundamentais neste sentido, uma vez que não haviam outras informações acerca do sedimento para compor os cálculos. Integrar dados deste compartimento é essencial, pois os sedimentos de ambientes aquáticos funcionam como um sumidouro de substâncias que, quando liberadas na coluna d'água, podem tornar-se biodisponíveis e afetar a biota aquática (Besten et al. 2003).

Os valores de risco integrados foram mais baixos no período chuvoso, os quais são corroborados com os estudos de Sanchez (2012), que realizou uma ARE na bacia hidrográfica do Lobo (Iritapina/Brotas, SP). Em seu trabalho, foram identificados níveis de risco baixo e moderado nos ambientes lóticos analisados, com a maior contribuição da linha de evidência ecológica, seguida pela evidência química, sendo o risco ecotoxicológico praticamente ausente. Os maiores níveis de risco integrado na bacia do Lobo foram registrados em áreas com supressão da vegetação ripária, condição que aumenta a vulnerabilidade dos organismos às perturbações de origem antrópica e afeta a integridade biótica (Sanchez 2012). Por este motivo, o autor atribuiu essa condição como uma das principais responsáveis pela degradação do sistema em seu estudo. No caso do rio Sergipe, a região de cabeceira apresentou um nível crítico de desmatamento da vegetação ripária, o que pode ajudar a explicar o risco moderado observado no local.

As informações fornecidas pela ARE do rio Sergipe também mostraram variações espaciais e temporais, como as observadas na análise dos dados limnológicos e ecotoxicológicos deste trabalho. Sendo assim, os dados da fase de chuvas permitem inferir que o rio Sergipe encontra-se sujeito a um risco ecológico de baixo a moderado, o qual torna-se mais crítico no período de seca, provavelmente em função da menor diluição do sistema. O risco é mais elevado nas áreas próximas da cabeceira e foz, sendo que na foz os fatores responsáveis são provavelmente os efluentes provindos de indústrias e de fontes relacionadas com a urbanização. A região de cabeceira, por sua vez, encontra-se inserida na região semiárida e por isso sofre influência do regime temporário e do processo de salinização das águas, caracterizando um ambiente bastante vulnerável às alterações antrópicas, evidentes no desmatamento da vegetação ripária. As características geológicas e de precipitação da região fazem com as águas apresentem baixa vazão, sobretudo no período de seca, em que o excesso

de compostos nitrogenados e iônicos ficam concentrados, criando um ambiente em estado de eutrofização. Os níveis de risco observados na região de cabeceira e no baixo rio Sergipe podem indicar, portanto, a necessidade de prosseguir com ações de remediação nessas áreas.

5. Conclusão

A análise dos dados limnológicos do rio Sergipe sugeriu uma degradação da qualidade das águas de forma decrescente da montante à jusante, principalmente no período de seca. A região de cabeceira, bastante vulnerável devido às características da região semiárida, foi a que apresentou parâmetros mais críticos, com valores que indicam um ambiente em processo de eutrofização. No trecho médio do rio, no agreste sergipano, verificou-se valores intermediários. Já a região mais próxima à foz, onde há os maiores índices pluviométricos, apresentou valores menos preocupantes no que tange a qualidade das águas. No entanto, a ARE do período de seca apresentou níveis de risco moderados e elevados na região do baixo rio Sergipe, onde encontra-se a maior concentração urbana e industrial da bacia hidrográfica, e risco moderado no alto rio Sergipe, onde há influência do regime intermitente e do processo de salinização, além de uma grande supressão da vegetação ripária. Esses dados tornam-se menos críticos no período de chuvas, com o sistema sujeito a um risco ecológico de baixo a moderado, provavelmente em função da maior diluição do sistema. Estes resultados apontam para a necessidade de ações de remediação e mostram a importância de desenvolver mais estudos no rio Sergipe e demais cursos d'água da bacia hidrográfica, a fim de monitorar o ecossistema e compreender melhor as mudanças causadas pelas alterações hidroclimáticas e antrópicas.

Considerações finais

O desenvolvimento de uma análise de risco em um ecossistema como o rio Sergipe permitiu considerações importantes acerca da metodologia e, portanto, algumas observações fazem-se necessárias. O ideal na abordagem da tríade é utilizar dados de um local não antropizado do ecossistema como referência para o cálculo do risco de cada linha de evidência (Jensen & Mesman 2006). Entretanto, nenhum ponto amostrado poderia fazer essa função, visto que o rio encontra-se antropizado em toda sua extensão, o que pôde ser observado através do uso e ocupação do solo nas áreas próximas ao rio, do desmatamento da vegetação ripária em diversos trechos e, posteriormente, dos dados contidos neste trabalho, os quais indicaram níveis de risco relevantes em todos os pontos de amostragem, nos dois períodos de coleta. Além disso, é importante lembrar que o rio Sergipe é dividido em três trechos com base nas suas diferenças de clima e pluviosidade (alto, médio e baixo rio Sergipe), os quais mostraram-se bem distintos em caracterização nos dados apresentados neste trabalho. Dessa maneira, seria incoerente utilizar um mesmo ponto de referência para todo o rio, uma vez que as diferenças encontradas entre os trechos podem ter outra origem, que não antrópica. A alternativa encontrada foi utilizar dados externos nas linhas de evidência química e ecotoxicológica, como valores abaixo da referência e de controle laboratorial. Apesar disso ter causado algumas incertezas na análise, estas informações levantam uma importante discussão acerca da ARE, a qual parece precisar de algumas adaptações para ser aplicada em ecossistemas sujeitos a uma diversidade de condições naturais, como é o caso do rio Sergipe e, muito possivelmente, de outros rios da região semiárida.

Outro ponto importante é o fato de que nem sempre é possível encontrar um local não antropizado em um sistema que está sendo submetido a um estudo de diagnóstico ambiental. No caso dos rios isso torna-se ainda mais complexo, visto que trata-se de um ambiente extremamente dinâmico e que transporta os poluentes ao longo da sua extensão. Uma possibilidade parece ser a análise de risco da bacia hidrográfica como um todo, na qual a probabilidade de encontrar um local que possa ser utilizado como referência é maior, como foi feito por Sanchez (2012), que aplicou a mesma metodologia utilizada nesse estudo. No presente trabalho, foram coletadas amostras apenas no rio Sergipe e, posteriormente, não foi possível encontrar um conjunto completo de dados necessários para a análise em outro rio da bacia hidrográfica, o que poderia ser uma opção. O desenvolvimento de mais trabalhos de

ARE em ecossistemas aquáticos pode ajudar a elucidar essas questões, visto que atualmente são encontrados mais estudos que utilizam a tríade para analisar o risco ecológico de solos (Niemeyer 2010; Ribé et al. 2012; Terekhova et al. 2014; Gutiérrez et al. 2015; Niemeyer 2015), mesmo que o método também tenha sido validado para avaliar sistemas aquáticos desde a sua criação, em 1986 (Chapman et al. 1986; Jensen e Mesman 2006).

Talvez um novo estudo de ARE englobando a bacia hidrográfica do rio Sergipe, e procurando estabelecer pontos de referência para cada zona climática, consiga resultados mais conclusivos a respeito do risco ecológico no qual encontra-se o sistema. Este foi o primeiro trabalho a aplicar a ferramenta no nordeste brasileiro e pode contribuir com estudos futuros de análise de risco da degradação de outros ecossistemas aquáticos da região, os quais poderão subsidiar estratégias direcionadas à mitigação dos impactos causados por atividades antrópicas. Além disso, o desenvolvimento de mais estudos de ARE no país pode impulsionar a criação de uma metodologia destinada aos ecossistemas brasileiros, de forma a padronizar o uso da ferramenta no país e torná-la um importante instrumento de gestão de locais poluídos.

Referências

- Abílio FJP, Ruffo TLM, Souza AHFF, Florentino HS, Oliveira Jr ET, Meireles BN, Santana ACD (2007) Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasiliensis* 11(3):397-409
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2007) Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaios com peixes (NBR 15499). Rio de Janeiro 21p
- Aguiar Netto OA, Moura jr EMB (2011) Conflitos ambientais e processos judiciais na bacia hidrográfica do rio Sergipe. *Scientia Plena* 7(1):1-16
- Allan JD, Flecker AS (1993) Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43:32-43
- APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 1995. 19 ed. Washington D.C, 1268 p.
- Arab A, Lek S, Lounaci A, Park YS (2004) Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40(4):317-327
- Araújo HMP (2006) Estuário do rio Sergipe: importância e vulnerabilidade. In: Alves JPH (ed) Rio Sergipe: importância, vulnerabilidade e preservação. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe 65-86
- Arscott DB, Larned S, Scarsbrook MR, Lambert P (2010) Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society* 29(2):530-545
- Arthington AH, Bunn SE, Poff NL, Naiman RJ (2006) The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* 16(4):1311-1318
- ASHTON, D.; BENSTEAD, R.; BRADFORD, P.; WHITEHOUSE, P. 2008. An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. *Environment Agency* 42p
- Balderas ECS, Grac C, Berti-Equille L, Hernandez MAA (2016) Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. *Ecological Indicators* 61:558–567
- Bazzanti M, Seminara M, Baldoni S (1997) Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* 12(1):89-99
- Besten PJ, Deckere E, Babut MP, Power B, DelValls TA, Zago C, Oen AMP, Heise S (2003) Biological Effects-based Sediment Quality in Ecological Risk Assessment for European Waters. *Soils & Sediments* 3(3):144-16

- Blaustein L, Schwartz SS (2001) Why study ecology in temporary pools? *Israel Journal of Zoology* 47:303-312
- Bleich ME, da Silva CJ, Rossete AN (2009) Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso. *Biotemas* 22(2):161-171
- Bolaji DA, Edokpayi CA, Samuel OB, Akinnigbagbe RO, Ajulo AA (2011) Morphological characteristics and Salinity tolerance of *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774). *World Journal of Biological Research* 4(2):1-11
- Bond NR, Lake PS, Arthington AH (2008) The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia* 600:3-16
- Bunn SE, Arthington AH (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492-507
- Bunn SE, Thoms MC, Hamilton SK, Capon SJ (2006) Flow variability in dryland rivers: boom, bust and the bits in between. *River Research and Applications* 22:179-186
- Burton GL, Macperson C (1995) Sediment toxicity testing issue and methods. In: Hoffman DJ et al. *Handbook of ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers 70-103
- Buruarem LM, Castro IB, Hortellani ST, Fillmann G, Sasaki ST, Petti MAV, Sarkis JES, Bicego MC, Maranhão LA, Davanzo MB, Nonato EF, Cesar A, Costa-Lotufo LV, Abessa DMS (2013) Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 1-11
- Buttle JM, Boon S, Peters DL, Spence C, Meerveld HJ, Whitfield PH (2012) An overview of temporary stream hydrology in Canada. *Canadian Water Resources Journal* 37(4):279-310
- Campagna AF, Eler MN, Fracácio R, Rodrigues BK, Verani NF (2007) The toxic potential of aldrin and heptachlor on *Danio rerio* juveniles (Cypriniformes, Cyprinidae). *Ecotoxicology* 16:289-298
- Campos JNB, Campos VR, Mota FA (2009) O custo da garantia da água bruta: o caso dos rios intermitentes do Ceará. *REGA* (6)1:55-66
- Cañedo-Argüelles M, Kefford BJ, Piscart C, Prat N, Schafer RB, Schulz CJ (2013) Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173:157-167
- Carr RS, Chapman DC, Howard CL, Biedenback M (1996) Sediment Quality Triad assessment survey in the Galveston Bay, Texas system. *Ecotoxicology* 5:341-364
- Carvalho LK, Farias RL, Medeiros ESF (2013) Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi-arid region of Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 8(2):57-67
- Carvalho P (2000) Água potável via energia solar. *Ciência Hoje* 27(158):72-74
- CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment (1997) A framework for ecological risk assessment: Technical appendices. Winnipeg 67p

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2009) Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Série Relatórios, Apêndice A 43p

Chapman PM (1986) Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad – an example. *Environmental Toxicology Chemistry* 5:957-964

Chapman PM, Dexter RN, Long ER (1987) Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community structure (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 37:75-96

Chu Y, Salles C, Cernesson F, Perrin JL, Tournould MG (2008) Nutrient load modelling during floods in intermittent rivers: An operational approach. *Environmental Modelling & Software* 23:768-781

Cirilo JA, Montenegro SMGL, Campos JNB (2010) A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo CEM, Tundisi JG, Scheuenstuhl MCB (org) *Águas do Brasil: análises estratégicas*, 1ed, São Paulo: Instituto de Botânica 1:81-91

CONAMA (2005) Resolução nº 357, publicado no DOU nº 053, de 18/03/2005: 58-63

CONAMA (2009) Resolução nº 420, publicado no DOU nº 249, de 30/12/2009: 81-84

Costa CR, Olivi P, Botta CMR, Espindola EIG (2008) A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova* 31(7):1820-1830

Cruz-Ascencia M, Florido R, Conteras-Arquieta A, Sánchez AJ (2003) Registro del caracol exótico *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 19(38):101-103

Damanik-Ambarita MN, Lock K, Boets P, Everaert, Nguyen THT, Forio MAE, Musonge PLS, Suhareva N, Bennetsen E, Landuyt D, Dominguez-Granda L, Goethals PLM (2016) Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica* 57:27-59

Datry T, Arscott DB, Seiber S (2011) Recent perspectives on temporary river ecology. *Aquat Sci* 73:453-457

Datry T, Larned S, Tockner K (2014) Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *Bioscience* 64:229-235.

Datry T, Pella H, Leigh C, Bonada N, Hugueny B (2016) A landscape approach to advance intermittent river ecology. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/fwb.12645, in press

Davies BR, Thoms MC, Walker KF, O’Keeffe, Gore JA (1994) Dryland rivers: their ecology, conservation and management. In: Calow P, Petts GE (ed) *The rivers handbook*, vol2. Backwell Scientific, Cambridge, Massachusetts, USA 484-511

Doleželová P, Mácová S, Pištěková V, Svobodová Z, Bedáňová I, Voslářová E (2011) Nitrite toxicity assessment in *Danio rerio* and *Poecilia reticulata*. *Acta Veterinaria Brno* 80:309–312

Environment Canada (1999) Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List II – Supporting document for Ammonia in the aquatic environment.

- Esteves FA (1998) Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência 602p
- Extence CA (1981) The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia* 83:217-224
- Facon B, Pointier JP, Glaubrecht M, Poux C, Jarne P, David P (2003) A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic Thiarid snails. *Molecular Ecology* 12:3027-3039
- Farias RL, Carvalho LK, Medeiros ESF (2012) Distribution of Chironomidae in a Semiarid Intermittent River of Brazil. *Neotropical Entomology* 41:450-460
- Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, Jensen BK, Jensen J, Kasamas H, Urzelai A, Vegter J (1998) Risk assessment for contaminated sites in Europe. Nottingham: Scientific Basis, LQM Press 165p
- Fernandez MA, Thiengo SC, Simone LRL (2003) Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. *Nautilus* 117:78-82
- França RS, Suriani AL, Rocha O (2007) Composição de espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(1):41-51
- Gasith A, Resh VH (1999) Stream in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30(1):51-81
- Giovanelli A, da Silva CLPAC, Leal GBE, Baptista DF (2005) Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774). *Mem Inst Oswaldo Cruz* 100(2): 169-176
- Guimarães CT, de Souza CP, Soares DM (2001) Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 96:173-176
- Gulley DD, Boelter AM, Bergman HL (1994) Toxtat 3.4 Computer Program
- Gutiérrez L, Garbisu C, Ciprián E, Becerril JM, Soto M, Etxebarria J, Madariaga JM, Antigüedad I, Epelde L (2015) Application of ecological risk assessment based on a novel TRIAD-tiered approach to contaminated soil surrounding a closed non-sealed landfill. *Science of the Total Environment* 514:49-59
- Horrigan N, Choy S, Marshall J, Recknagel F (2005) Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Marine and Freshwater Research* 56:825-833
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (1987) Manual de testes para avaliação da ecotoxicologia de agentes químicos: Avaliação da toxicidade crônica para peixes. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- James KR, Hart BT, Bailey PCE, Blinn DW (2009) Impact of secondary salinisation on freshwater ecosystems: effect of experimentally increased salinity on an intermittent floodplain wetland. *Marine and Freshwater Research* 60:246–258

- Jensen J, Mesman M (2006) Ecological Risk Assessment of Contaminated Land, 1 ed, Liberation 138p
- Kenney MA, Sutton-Grier AE, Smith RF, Gresens E (2009) Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews* 2:99-128
- Khim JS, Hong S (2014) Assessment of trace pollutants in Korean coastal sediments using the triad approach: A review. *Science of the Total Environment* 470-471:1450-1462
- Lake PS (2003) Ecological of perturbation by drought in flowing water. *Freshwater Biology* 48(7):1161-1172
- Latini AO, Resende DC, Pombo VB, Coradin L (2016) Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil, Série Biodiversidade. Brasília: MMA 791p
- Leal IR, da Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE (2005) Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19(3):701-706
- Lee MR, Correa JA, Seed R (2006) A sediment quality triad assessment of the impact of copper mine tailings disposal on the littoral sedimentary environment in the Atacama region of Northern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 52:1389-1395
- Lerotholi S, Palmer CG, Rowntree K (2004) Bioassessment of a River in a Semiarid, Agricultural Catchment, Eastern Cape. In: Proceedings of the Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference, Cape Town, South Africa 338-344
- Leslie HA, Pavluk AV, Kraak MHS (1999) Triad Assessment of the Impact of Chromium Contamination on Benthic Macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37:182-189
- Lima LFO, Brasil BIAL, Martins-Silva MJ (2013) *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774): Northeastern dispersal in the São Francisco Basin, Brazil. *Check List* 9(1):162-164
- Lodge DM, Stein RA, Brown KM, Covich AP, Bronmark C, Garvey JE, Klosiewski SP (1998) Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology* 23(1):53-67
- Long ER, Chapman PM (1985) A Sediment Quality Triad: Measures of Sediment Contamination, Toxicity and Infaunal Community Composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin* 16(10):405-415
- Mackereth SJH, Heron J, Talling JS (1978) Water analysis some revised methods for limnology. *Freshwater Biological Association's Scientific Publications* 36:117p
- Maltchik L (1999) Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: Pompêo MLM (ed.) *Perspectivas da limnologia no Brasil*. Gráfica e editora União, São Luís 191p
- Maltchik L, Florín M (2002) Perspectives of hydrological disturbance as the driving force os Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 14(3):35-41
- Maltchik L, Medeiros ESF (2006) Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:665–677

Margalef DR (1958) Information theory in ecology. *General Systems* 3:36–71

Martinez CBR, Azevedo F, Winkaler EU (2006) Toxicidade e efeitos da amônia em peixes neotropicais. In: Cyrino JEP, Urbinati EC (org) *Tópicos Especiais em Biologia Aquática e Aquicultura*. Jaboticabal - SP: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática 81-95

Medeiros ESF, Silva MJ, Ramos RTC (2008) Application of Catchment- and Local-Scale Variables for Aquatic Habitat Characterization and Assessment in the Brazilian Semi-Arid Region. *Neotropical Biology and Conservation* 3(1):13-20

Mehari AK, Wondie A, Mingist M (2014) Spatial and seasonal variation in the macro-invertebrates and physico-chemical parameters of the Enfranz River, Lake Tana sub-basin (Ethiopia). *Ecohydrology & Hydrobiology* 14:304–312

Merritt RW, Cummins KW (1988) *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2ed, Dubuque Kendal/Hunt, 722p

Mitchell AJ, Brandt TM (2005) Temperature Tolerance of Red-Rim Melania *Melanoides tuberculatus*, an Exotic Aquatic Snail Established in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 134:126–131

Munyika S, Kongo V, Kimwaga R (2014) River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: a case of the Orange river in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth* 76-78:140-148

Niemeyer JC, Moreira-Santos M, Nogueira MA, Carvalho GM, Ribeiro R, Silva EM, Sousa JP (2010) Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: Screening phase. *Journal of Soils and Sediments* 10:1557-1571

Niemeyer KC, Moreira-Santos M, Ribeiro R, Rutgers M, Nogueira MA, da Silva EM, Sousa JP (2015) Ecological risk assessment of a metal-contaminated area in the tropics, Tier II: Detailed assessment. *Plos one* 10(11): e0141772. doi:10.1371/journal

Novelli A, Vieira BH, Braun AS, Mendes LB, Daam MA, Espíndola ELG (2016) Impact of runoff water from an experimental agricultural field applied with Vertimec® 18EC (abamectin) on the survival, growth and gill morphology of zebrafish juveniles. *Chemosphere* 144:1408–1414

Oliveira AR, Siqueira-Pinto JES, Mendonça FA (2016) A desertificação no Alto Sertão de Sergipe/Brasil: abordagem na perspectiva das vulnerabilidades socioambientais. *Investigaciones Geográficas* 52:139-149

Palmer MA, Reidy Liermann CA, Nilsson C, Florke M, Alcamo J, Lake PS, Bond N (2008) Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:81–89

Pedro F, Maltchik L, Biachini Jr I (2006) Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2B):575-585

Person-Le Ruyet J, Chartois H, Quemener L (1995) Comparative acute ammonia toxicity in marine fish and plasma ammonia response. *Aquaculture* 136:181-194

- Pires AM, Cowx IG, Coelho MM (2000) Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia* 435:167-175
- Pointier JP, Théron A, Borel G (1993) Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe French west indies. *Journal of Molluscan Studies* 59:421-428
- Poole GC (2002) Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* 47(4):641-660
- Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Wayne Minshall G, Reice SR, Sheldon AL, Wallace JB, Wissmar RC (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4):433-455
- Ribé V, Aulenius E, Nehrenheim E, Martell U, Odlaire M (2012) Applying the Triad method in a risk assessment of a former surface treatment and metal industry site. *Journal of Hazardous Materials* 207-208:15-20
- Rocha AF (2006) Caracterização da bacia hidrográfica do rio Sergipe. In: Alves JPH (ed) Rio Sergipe: importância, vulnerabilidade e preservação. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe 23-64
- Rocha LG, Medeiros ESF, Andrade HTA (2012) Influence of flow variability on macroinvertebrate assemblages in an intermittent stream of semi-arid Brazil. *Journal of Arid Environments* 85:33-40
- Rodrigues APC, Castilhos ZC, Cesar RG, Almosny NRP, Linde-Arias AR, Bidone ED (2011) Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso. *Série Estudos e Documentos* 126p
- Rosario RB, Resh VH (2000) Invertebrates in intermittent and perennial streams: is the hyporheic zone a refuge from drying? *Journal of the North American Benthological Society* 19(4):680–696
- Sanchez AL (2012) Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais (Doutorado em Ciências Ambientais) Universidade de São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos 200p
- Santos SB, Magalhães-Fraga SAP, Braun BS, Moulton TP (2003) The first list of freshwater molluscs in the “Pedra Branca State Park”, Rio de Janeiro, Brazil. *Biociências* 11(2): 185-186
- Santos SB, Miyahira IC, Lacerda LEM (2007) First record of *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) and *Biomphalaria tenagophila* (d’Orbigny, 1835) on Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica* 7(3):361-364
- Schlesinger WH, Reynolds JF, Cunningham GL, Huennke LF, Jarrell WM, Virginia RA, Whitford WG (1990) Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048
- SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (2010) Execução dos serviços para a elaboração do plano da bacia hidrográfica do Rio Sergipe. Relatório Resumo - Diagnóstico Integrado

Sheldon F, Bunn SE, Hughes JM, Arthington AH, Balcombe SR, Fellows CS (2010) Ecological roles and threats to aquatic refugia in arid landscapes: dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research* 61:885–895

Shu X, Xu L (2012) Urban ecological risk assessment using the sediment quality triad. *Procedia Environmental Sciences* 13:854-862

Simões NR, Sonoda SI, Ribeiro SMMS (2008) Spatial and seasonal variation of microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in intermittent rivers in the Jequiezinho River Hydrographic Basin, in the Neotropical semiarid. *Acta Limnologica Brasiliensia* 20(3):197-204

Sisinno CLS, Oliveira-Filho EC (2013) *Princípios de toxicologia ambiental*. Interciência 216p

Skoulidakis N, Sabater S, Datry T, Morais M, Buffagni A, Dörflinger G, Zogaris S, Sánchez-Montoya MM, Bonada N, Kalogianni E, Rosado J, Vardakas L, De Girolamo AM, Tockner K, (2017) Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. *Science of the Total Environment* 577:1-18

Souto LS, Brito MFG, Rosa LC (2011) *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774): a new threat to the conservation of native aquatic species in Sergipe, Brazil. *Scientia Plena* 7(4):1-6

SRH – Superintendência de Recursos Hídricos (2002) *Gestão participativa das águas de Sergipe*. Aracaju: Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia (SEPLANTEC), Sergipe 72p

Stanford JA, Ward JV (1993) An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society* 12(1):48-60

Steward AL, Schiller D, Tockner K, Marshall JC, Bunn SE (2012) When the river runs dry: human and ecological values of dry riverbeds. *Front Ecol Environ* 10(4):202–209

Suemoto T, Kawai K, Imabayashi H (2004) A comparison of desiccation tolerance among 12 species of Chironomid larvae. *Hydrobiologia* 515:107-114

Szocs E, Coring E, Bathe J, Schafer RB (2014) Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of stream macroinvertebrates. *Science of the Total Environment* 468-469:943-949

Teixeira C, Tundisi JG, Kutner MB (1965) Plankton studies in mangrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 24:23-41

Terekova VA, Pukalchik MA, Yakovlev AS (2014) The Triad Approach to Ecological Assessment of Urban Soils. *Eurasian Soil Science* 47(9):952–958

Tooth S (2000) Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. *Earth-Science Reviews* 51:67–107

Townsend CR (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1):36-50

Tundisi J G, Matsumara-Tundisi T (2008) *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos 631p

- USEPA – United States Environmental Protection Agency (1992) Framework for ecological risk assessment. Washington, 57p
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37:130-137
- Vaz JF, Teles HMS, Correa MA, Leite SPS (1986) Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O.F.Muller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). *Revista de Saúde Pública* 20(4):318-322
- Vik EA, Breedveld G, Farestveit T (1999) Guidelines for the risk assessment of contaminated sites. SFT: Norwegian Pollution Control Authority 107p
- Williams DD (2006) The biology of temporary waters. New York, NY: Oxford University Press 337p
- Williams WD (1988) Limnological imbalances: an antipodean viewpoint. *Freshwater Biology* 20:407-420
- Williams WD (1999) Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 4:85-91
- Yake B, Norton D, Stinson M (1986) Application of the triad approach to freshwater sediment assessment: an initial investigation of sediment quality near gas works park, Lake Union. Water Quality Investigations Sections, Washington Department of Ecology 41:1-32
- Young HS, Parker IM, Gilbert GS, Guerra AS, Nunn CL (2017) Introduced Species, Disease Ecology, and Biodiversity – Disease Relationships. *Trends in Ecology & Evolution* 32(1):41-54

ANEXOS

ANEXO 1

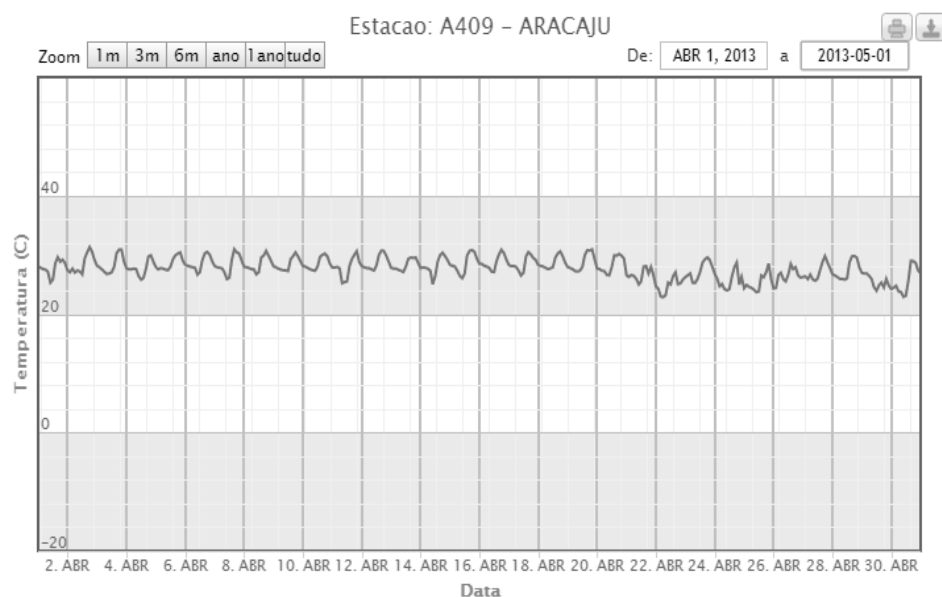


Figura 1 – Temperatura média em abril de 2013 (Fonte: INMET)

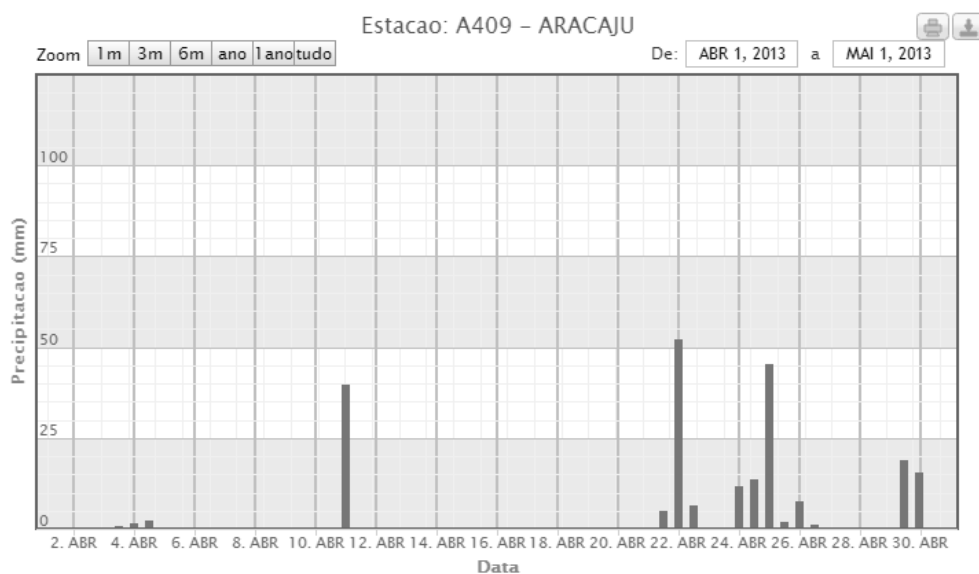


Figura 2 – Precipitação média em abril de 2013 (Fonte: INMET)

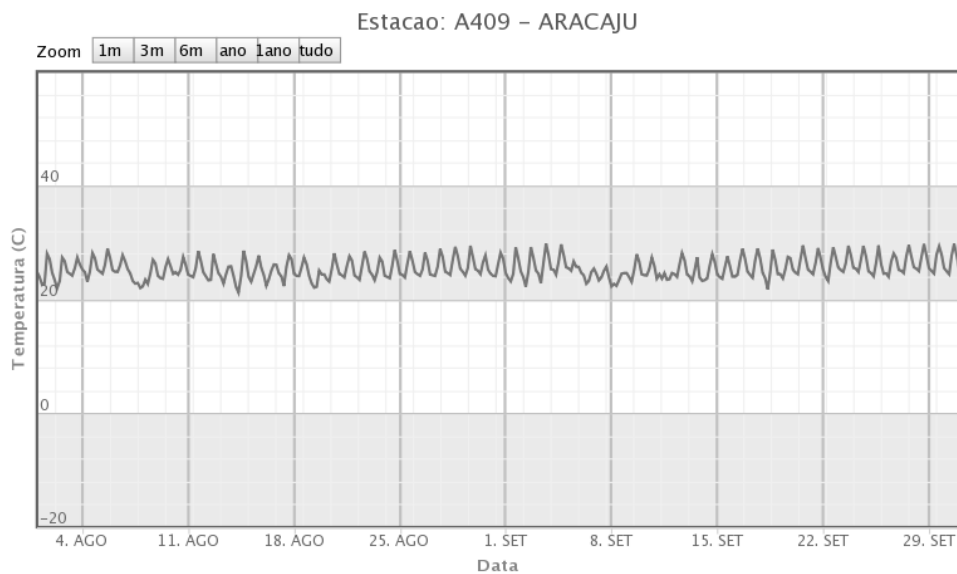


Figura 3 – Temperatura média em agosto de 2014 (Fonte: INMET)

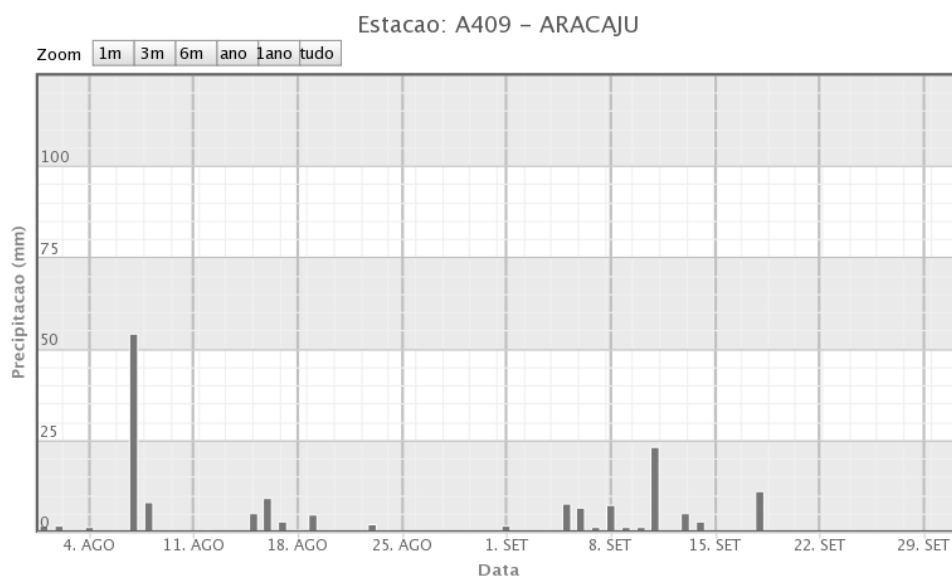


Figura 4 – Precipitação média em agosto de 2014 (Fonte: INMET)

Fonte: Disponível em <http://www.inmet.gov.br/porta1>

ANEXO 2

Tabela 1 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no rio Sergipe durante o período de seca, em abril de 2013.

Variáveis	Componente principal I	Componente principal II
Condutividade	-0,90259	0,319832
Turbidez	0,20213	-0,913853
Salinidade	-0,91259	0,286653
Nitrato	-0,93730	-0,196527
Nitrito	-0,93621	-0,199027
Amônia	-0,93885	-0,194835
Nitrogênio total	-0,98019	-0,189106
Fósforo	-0,07470	-0,963363
Cobre	-0,98426	0,128015
Zinco	-0,07087	0,560976
Ferro	0,37389	-0,879360
Manganês	-0,27110	-0,528895
Material em suspensão inorgânico	-0,52999	-0,826436
Material em suspensão orgânico	-0,99019	-0,080875
Sulfato	-0,95194	-0,136608
Sódio	-0,96691	0,185942
Cloreto	-0,96301	0,200384
Total de variância explicada	61,812	25,0978
Total	86,9098	

Tabela 2 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no rio Sergipe durante o período chuvoso, em agosto de 2014.

Variáveis	Componente principal I	Componente principal II
Salinidade	-0.991270	0.015770
Condutividade	-0.979424	-0.136556
Turbidez	-0.828618	-0.467064
Material em suspensão orgânico	-0.950930	0.218258
Nitrato	0.447361	0.830088
Íon Amônio	0.447361	0.830088
Nitrogênio total	-0.614861	0.644861
Fósforo total	0.703327	0.310975
Sulfato	-0.950874	0.146853
Cloreto	-0.928058	-0.310975
Sódio	-0.940229	-0.061247
Cobre	-0.758955	0.152045
Zinco	-0.888655	0.106385
Manganês	0.118017	-0.690511
Total de variância explicada	63.11	20.04
Total	83.15	

ANEXO 3

Metodologia detalhada da Análise de Risco Ecológico

Análise de Risco Ecológico

A Análise de Risco Ecológico faz a normalização dos dados de forma a poder fazer um escalonamento (ranqueamento) dos valores, que indicarão o grau de risco do sistema. Para isto, são utilizadas linhas de evidência de riscos, caracterizadas como ecológicas, toxicológicas e químicas. Para cada linha de evidência faz-se a normalização e o ranqueamento para cada ponto de coleta. Posteriormente faz-se uma integração dos riscos de cada linha de evidência, resultando em um risco final para cada ponto de coleta, compreendido entre 0 e 1, no qual 0 representa a ausência de risco e 1 significa risco elevado.

Linha de evidência química

A linha de evidência química foi calculada através da pressão tóxica para cada um dos compartimentos analisados, água e sedimento. Para isso, foram considerados os valores de concentrações dos metais-traço totais cádmio, cobre, zinco, chumbo, cromo, manganês e ferro. O ranqueamento dos dados de concentração total e pressão tóxica foi realizado tomando como referência os padrões de qualidade de águas doces classe 2 estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005. Já para o sedimento, por não haver valores de referência para metais-traço biodisponíveis por parte das agências e órgãos ambientais nacionais, foram adotados os valores de Nascimento & Mozeto (2008).

Os cálculos do risco para cada ponto de coleta foram realizados em duas etapas. Primeiro, o cálculo foi realizado para cada uma das substâncias individualmente. Subsequentemente, esses valores individuais foram utilizados para o cálculo dos riscos combinados. Para tal, será considerada a concentração de elementos e substâncias químicas, o cálculo de R3 foi feito de acordo com a fórmula:

$$R3 = 1/(1 + \exp^{((\log R2 - \log R1)/\beta)}), \text{ em que:}$$

R3 = pressão tóxica de cada substância;

R2 = valores de referência para os contaminantes;

R1 = concentração total de cada substância, nos pontos de coleta;

β = constante (valor padrão) = 0,4. Este valor foi estabelecido por meio de diversos ensaios ecotoxicológicos.

Depois, cada valor calculado foi corrigido em relação ao ponto de referência (região de cabeceira do rio), por meio da fórmula:

$$R4 = (R4 - R4_{ref}) / (1 - R3_{ref})$$

Feito isso, foi calculado o risco combinado de n químicos, com base na fórmula:

$$R5 = 1 - ((1-R4)^1 \times (1-R4)^2 \times (1-R4)^3 \times \dots \times (1-R4)^n)$$

Após a obtenção dos valores para os compartimentos água e sedimento, foi feita a integração química dentro de cada compartimento, considerando as seguintes etapas:

1. Cálculo dos valores de $R1 = \log(1-X)$, em que X é o valor do risco calculado.
2. Os valores obtidos na etapa anterior foram então transformados por meio da seguinte fórmula: $R3 = 1 - (10^{R1})$, na qual $R3$ representa o risco integrado.

Linha de evidência ecológica

Para compor o cálculo do risco ecológico, foram considerados os dados microbiológicos e limnológicos, assim como valores de riqueza da comunidade bentônica. Como na linha de evidência química, foram atribuídos pesos para os dados analisados (0 para os menos relevantes e 1 para os mais relevantes). A metodologia utilizada para o ranqueamento destes dados foi a do BKX, por permitir a normalização de dados em diferentes escalas, o que possibilita calcular o risco ecológico da referida linha de evidência.

Linha de evidência toxicológica

Para esta linha de evidência, foram considerados os valores dos bioensaios realizados com as amostras de água e sedimento do rio Sergipe com o organismo-teste *Poecilia reticulata*. Os valores de toxicidade aguda e crônica de curta duração foram ranqueados de 0 a 1 e submetidos à fórmula do BKX, representada abaixo:

$$BKX = 1 - 10^{(-\sum |\log x_n|)/n}), \text{ na qual:}$$

x_n = resultado da divisão do valor da amostra n pelo valor da referência.

Risco integrado

O risco ecológico final foi avaliado a partir da análise das três linhas de evidência (química, toxicológica e ecológica), resultando no risco para cada uma das estações amostrais consideradas no rio Sergipe (valores finais ranqueados em uma escala de 0 a 1). Para isso, foram seguidos os seguintes passos:

1. Cálculo dos valores de $RI = \log (1 - X)$, onde X é o valor de risco (no caso, associado a cada linha de evidência);
2. Cálculo das médias aritméticas ponderadas ($R2$) dos valores obtidos no passo 1;
3. Os valores obtidos no passo 2 foram transformados por meio da fórmula expressa como $R3 = 1 - (10^{R2})$, na qual $R2$ são os valores obtidos no passo 2 e $R3$ representa o risco integrado final para cada ponto amostral.

ANEXO 4

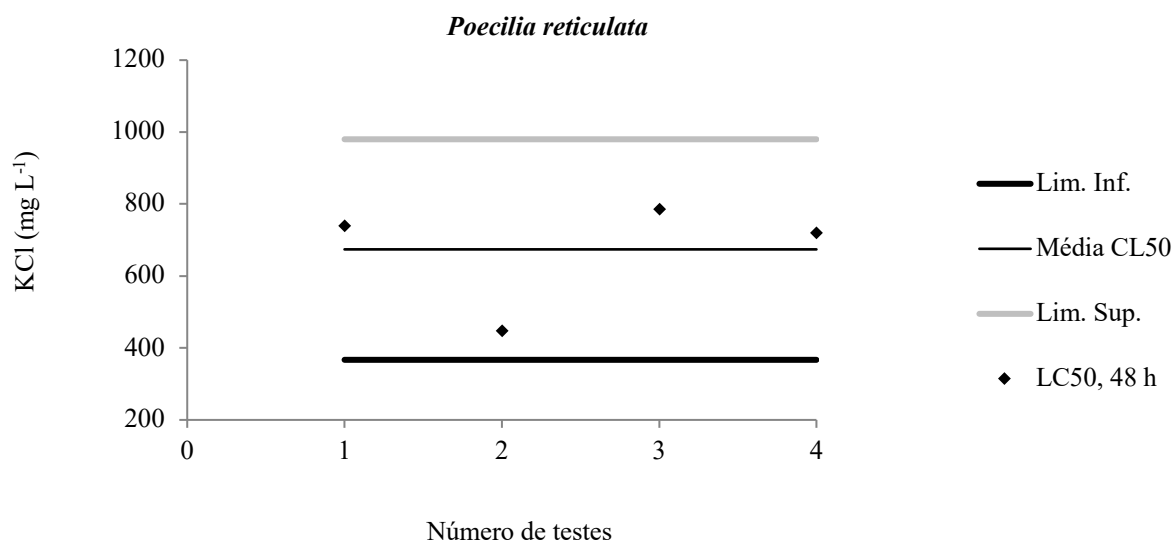


Figura 1 – Resultados dos testes de sensibilidade com *Poecilia reticulata* ao cloreto de potássio (KCl) como substância de referência.

ANEXO 5

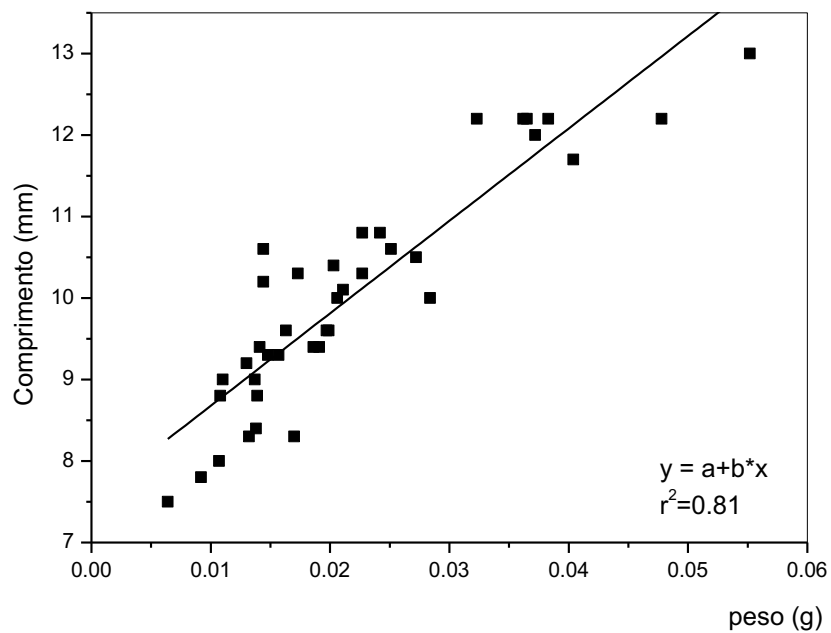


Figura 1 – Correlação peso-comprimento dos organismos-teste utilizados nos testes de toxicidade crônica parcial com as amostras de sedimento do rio Sergipe.

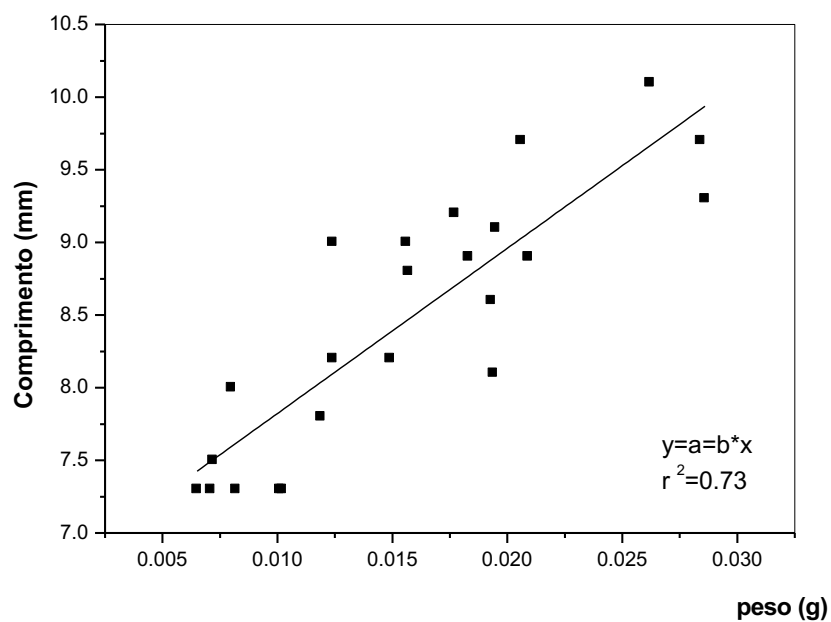


Figura 2 – Correlação peso-comprimento dos organismos-teste utilizados nos testes de toxicidade crônica parcial com as amostras de água do rio Sergipe.